



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Estructura de la comunidad de aves y redes planta-ave en
zonas sujetas a restauración y conservadas de la Reserva
Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México,
México.**

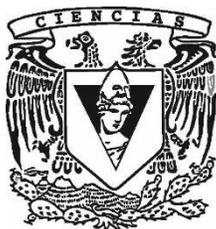
T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

MARIANA FIGUEROA AQUINO



**DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA**
Ciudad Universitaria, Cd. Mx

2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
1. INTRODUCCIÓN	6
1.1. La restauración ecológica.....	6
1.2. Disturbios	8
1.3. Redes ecológicas.....	12
1.4. Las aves como sistema de estudio	15
1.5. Las aves de la REPSA.....	16
1.6. Antecedentes de disturbio y restauración de la REPSA.....	17
1.7. Justificación	19
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	20
3. MÉTODOS	22
3.1. Zona de estudio y selección de sitios	22
3.2. Muestreo	27
3.3. Análisis de datos de estructura de la comunidad.....	28
3.4. Análisis de datos de interacciones planta-ave	29
4. RESULTADOS.....	32
4.1. Estructura de la comunidad de aves	32
4.2. Análisis de interacciones planta-ave.....	46
5. DISCUSIÓN.....	55
5.1. Las zonas conservadas de referencia registraron menor riqueza y diversidad de aves	55
5.2. Las acciones de restauración	58
5.3. Los cambios de diversidad de aves con respecto a San José-Alcalde <i>et al.</i> (2010)	61
5.4. Las redes de interacción planta-ave.....	63
5.5. Bondad del muestreo	66
5.6. Propuestas para la restauración	66
6. CONCLUSIONES.....	68
LITERATURA CITADA	70
ANEXO 1	82
ANEXO 2	83
ANEXO 3	87

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mis padres, Adriana y Alonso, por el amor y el apoyo incondicional que he recibido de su parte. Por ayudarme continuar con mis estudios a pesar de las adversidades que se presentaron a lo largo de mi carrera.

Al Dr. Zenón Cano Santana por el apoyo que siempre dio, por el cariño y la confianza que recibí de su parte, por enseñarme tantas cosas.

Un profundo agradecimiento a mis amigos Ingrid y Antonio, por acompañarme y apoyarme en campo siempre que lo necesité. Gracias por enseñarme tanto.

A mis amigos Alejandra, Jacqueline y Jesús por compartir conmigo este trabajo y ayudarme a esclarecer muchos aspectos para mi tesis.

Al M. en C. Ramiro Cruz Durán y a la M. en C. Yuriana Martínez Orea por el valioso apoyo que me ofrecieron para la identificación de las plantas.

Al M. en C. Pactli Fernando Ortega González por su ayuda con los análisis estadísticos de las redes ecológicas, muchas gracias.

El apoyo financiero de esta tesis fue proporcionado por el proyecto PAPIIT-UNAM IV200117 “Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria” otorgado a Luis Zambrano, Zenón Cano-Santana y Alicia Castillo.

Figuerola-Aquino, M. 2020. Estructura de la comunidad de aves y redes planta-ave en zonas sujetas a restauración y conservadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 90 pp.

Resumen

Los disturbios antropogénicos pueden provocar que un ecosistema pierda o modifique su funcionalidad, por lo que surge la necesidad de llevar procesos de restauración ecológica para recuperarla. Esto puede reflejarse en el estado de las comunidades de los grupos presentes y de las interacciones detectadas. En los ecosistemas terrestres, las aves y las interacciones que éstas mantienen con las plantas son de gran importancia funcional. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) es un sitio afectado por acciones antropogénicas, y algunas de sus áreas han estado sujetas a acciones de restauración ecológica por 11 a 13 años. Este trabajo pretende mostrar el estado actual de cuatro zonas sujetas a acciones de restauración comparadas con zonas conservadas de referencia (ZZCCRR), mediante el estudio de las comunidades de aves y las interacciones que éstas mantienen con la vegetación. Se hipotetiza que, si las zonas sujetas a restauración han recuperado parte de su funcionalidad ecosistémica tanto la riqueza, composición de especies e interacciones, deberían ser similares a las ZZCCRR. Se realizaron ocho muestreos en cada zona, que consistieron en las observaciones de aves y relaciones planta-ave. Con los datos se hicieron análisis de la estructura de la comunidad y de las interacciones. Se encontraron 92 especies de aves en los ocho sitios evaluados; 16 fueron exclusivas de las zonas conservadas de referencia. Una zona de la región suroriente de la REPSA (SO) presentó mayor semejanza con las ZZCCRR en cuanto a la comunidad de aves,

así como en la composición de especies. La frecuencia de avistamientos de actividades de las aves difirió entre ZZCCRR y zonas sujetas a restauración, pero los gremios no, donde los insectívoros presentaron mayor frecuencia de avistamientos con la misma proporción entre zonas. Las redes bimodales presentaron estructuras similares. Se sugiere que existe redundancia ecológica en las redes de interacción planta-ave. Los resultados encontrados apoyan a continuar con las acciones de restauración ecológica, ya que han permitido que exista un ambiente similar a las zonas conservadas de referencia. Se recomienda continuar con el monitoreo de aves, otros vertebrados e invertebrados y con estudios de la composición vegetal.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. La restauración ecológica

La restauración ecológica es una actividad que consiste en la recuperación de la salud, integridad y sostenibilidad de un ecosistema que ha sido transformado por actividades antropogénicas como la deforestación, minería, urbanización, entre otros (SER, 2004; Vargas y Mora, 2008). Para dirigir este proceso se debe conocer tanto la estructura como el funcionamiento preexistente del ecosistema dañado con diversos estudios, así como el análisis de ecosistemas intactos y comparables. Dado que el proceso depende en gran medida del conocimiento que se tenga sobre el estado del ecosistema antes y después del disturbio, del grado de alteración hidrológico, geomorfológico, de los suelos, así como de las causas del daño (SER, 2004). Además, es importante entender procesos que ofrezcan información que permitan realizar estrategias de restauración ecológica de comunidades y ecosistemas, tales como: Sucesión primaria y secundaria, determinación de especies claves en el proceso sucesional, y el papel de las perturbaciones en la estructura ecológica de la comunidad (Martínez, 2000; SER, 2004; Vargas, 2011).

Lo que se busca con la restauración es iniciar la recuperación y el manejo del ecosistema del cual se tiene la intención de garantizar su bienestar. Sin embargo, esto depende de los procesos ecológicos y de las prácticas culturales de las comunidades aledañas o del mismo sitio (SER, 2004). Por lo anterior, es importante planificar las acciones de restauración cumpliendo las siguientes premisas (SER, 2004; Vargas, 2011): (1) explicar la necesidad de su restauración, (2) describir ecológicamente el sitio en cuestión

(su potencial de regeneración, factores que impiden la restauración y seleccionar los sitios a evaluar), (3) declarar las metas y objetivos del proyecto de restauración, (4) explicar el proceso de integración de la restauración propuesta con el ecosistema, y (5) crear estrategias para la protección y mantenimiento del ecosistema restaurado a largo plazo.

La planificación de la restauración debe considerar lo siguiente (Sousa, 1984; SER, 2004):

1. Definir las escalas del ecosistema y sus niveles de organización.
2. Establecer escalas y jerarquías de disturbios, pues los ecosistemas están sujetos a distintas fuentes de disturbios: antrópicas y naturales. Las cuales son fuente importante de heterogeneidad temporal y espacial de la estructura y dinámica de las comunidades naturales.
3. Consolidar la participación comunitaria.

También es importante describir de qué manera interactúan los organismos entre sí y con su medio (Valverde *et al.*, 2005). El entendimiento de estas interacciones abre camino a comprender el funcionamiento de la diversidad de seres vivos y de qué forma se estructura el ecosistema, así como favorecer el cuidado del mismo (Ehrlich y Raven, 1964; Bascompte y Jordano, 2007; Gallagher, 2013).

Este proceso de restauración puede estar íntimamente ligado a la reconstrucción de las redes ecológicas (Anderhold *et al.*, 2013). Gallagher (2013) ejemplifica un escenario donde la restauración puede ser favorecida con la dispersión de semillas, la cual se lleva a cabo por los dispersores. Del mismo modo, las interacciones planta-polinizador proveen y

mantienen la diversidad genética dentro del ecosistema, lo cual puede mitigar los efectos de las alteraciones ya sea a pequeña o gran escala (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2017).

1.2. Disturbios

Un sistema biológico se conforma de las interacciones con distintos elementos que se agrupan en tres factores principales: las condiciones del ambiente, los recursos disponibles y las interacciones bióticas. Sin embargo, se agrega un cuarto factor por la interacción que presenta con los otros tres ya mencionados: los disturbios (Valverde *et al.*, 2005; Carabias *et al.*, 2009; fig. 1.1). Éste último factor se define como aquellos eventos irregulares que provocan cambios en algún elemento del sistema biológico (Picket *et al.*, 1989), por lo cual llegan a modificar el tipo de interacciones existentes en el sistema. Una consecuencia del disturbio puede ser el desplazamiento de los individuos que se ven afectados por estos cambios, lo que favorece el establecimiento de nuevos organismos de la misma o de diferente especie (Sousa, 1984). Esto ocasiona que cambien las propiedades del ecosistema y se vean reflejadas sobre los servicios ambientales que provee (Vargas y Mora, 2008).

Bajo esta premisa, es necesario entender la complejidad del sistema biológico con el fin de predecir, lo mejor posible, los cambios que tenga debido a los disturbios (Hagen *et al.*, 2012). Y se puedan determinar sus efectos con estudios relacionados a la dinámica de las poblaciones a partir de sus índices de mortalidad, desplazamiento o daño que reciban uno, algunos o conjuntos de individuos (Vega y Peters, 2003). Sin embargo, los efectos de los disturbios son heterogéneos, y eso conlleva a presentar distintos resultados. Esto se

debe a la dependencia que tienen del sistema biológico (Rykiel, 1985). Asimismo, las características de los disturbios son variadas según su temporalidad y distribución espacial (ver tabla 1.1).

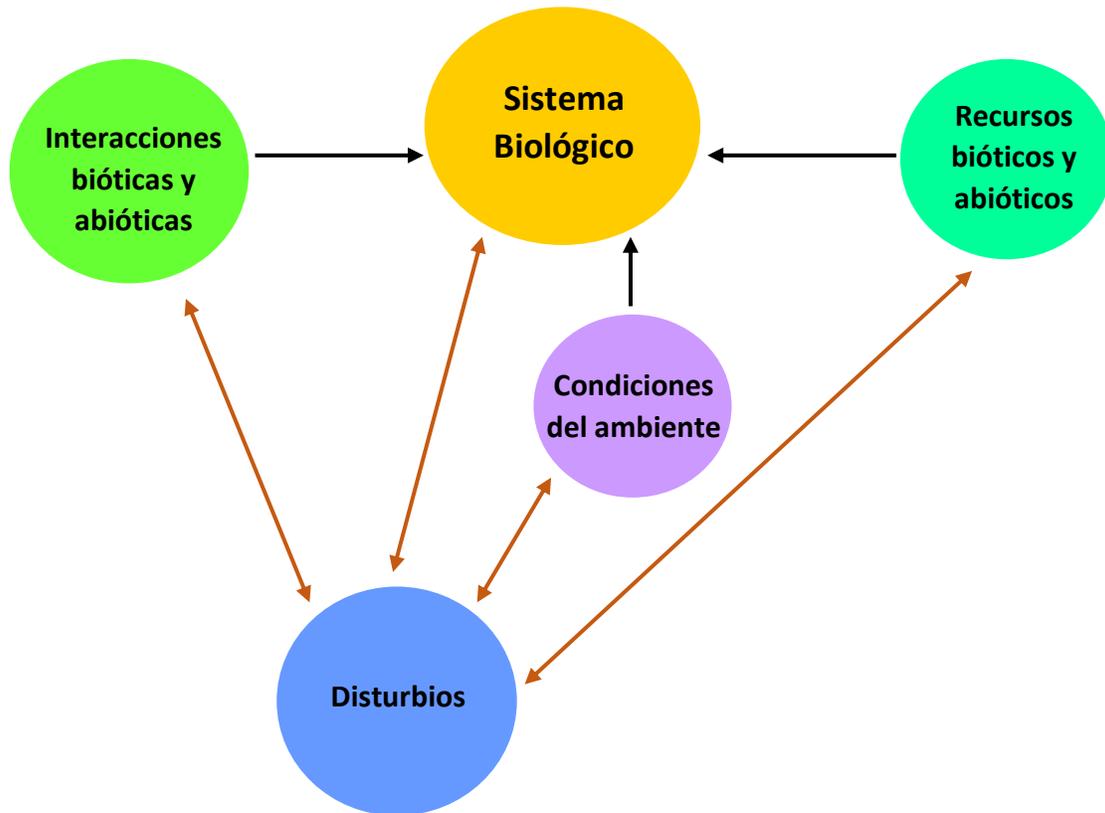


Figura 1.1. Factores que influyen en un sistema biológico. Los disturbios interactúan con los factores del sistema biológico (interacciones, recursos y condiciones) generándoles cambios. Los factores, a su vez, responden a los disturbios y en conjunto, es el propio sistema biológico el que interactúa y responde (Valverde *et al.*, 2005).

No obstante, los disturbios no necesariamente implican daño al ecosistema. Según Rykiel (1985), el ecosistema es dinámico porque recibe eventos periódicos que cambian las condiciones ambientales y las interacciones ecológicas, pero si estos cambios se exceden, habrá perturbación. Asimismo, se propone que la alta diversidad se mantiene

por el continuo cambio de composición de especies. Lo cual está asociado a disturbios que tienen una frecuencia e intensidad moderados, a lo que Connell (1978) denominó *hipótesis del disturbio intermedio*.

Tabla 1.1. Características de los disturbios, según Sousa (1984)

Característica	Descripción
Extensión	Tamaño del área con disturbio.
Intensidad	Medida de la fuerza del disturbio (v. gr., la velocidad del viento o de las olas).
Severidad	Medida del daño causado por el disturbio.
Frecuencia	Número promedio de disturbios por unidad de tiempo.
Intervalo de retorno	Tiempo promedio entre un disturbio y otro en un mismo punto.
Frecuencia regional	Número de disturbios que ocurren en un punto del área geográfica afectada por unidad de tiempo.
Previsibilidad	Medida de la variación del tiempo que hay entre un disturbio y otro.
Tasa de rotación	Tiempo medio necesario para que un disturbio ocurra en toda la zona.

Sin embargo, existen disturbios que afectan a alguno o varios de los factores que integran al ecosistema y causan una perturbación significativa, los cuales suelen ser principalmente de origen antropogénico (Vargas, 2011). Ha surgido una preocupación por las transformaciones de los sistemas biológicos intensificadas por las actividades humanas poniendo en riesgo su funcionamiento y, por ende, afectando a los servicios ecosistémicos

que el humano recibe de éstos, como la producción de agua, fijación de CO₂ y productividad del suelo, entre otros (Vargas y Mora, 2008; Vargas, 2011).

Para mitigar tales daños y recuperar el ecosistema a través de la restauración ecológica se debe considerar que la diversidad tiene una estrecha relación con las funciones ecológicas que provee un ecosistema (Vargas, 2011). De acuerdo con la hipótesis de *biodiversidad-invasibilidad*, mientras mayor sea la función y sostenibilidad de los ecosistemas, estos se mantendrán mucho más estables (Tilman *et al.*, 1996; Peterson *et al.*, 1998; Collins *et al.*, 2007). Además, Downing *et al.* (2012) agregan que, a mayor diversidad en un sistema, mayor es la redundancia ecológica y, por lo tanto, son pocos los efectos tras la pérdida de algunas especies (efecto de seguridad). También hay mayor posibilidad de encontrar especies que cumplan eficientemente con las necesidades funcionales de un ecosistema (efecto de selección). Por último, es necesario que las especies funcionalmente redundantes difieran en aspectos, tales como la susceptibilidad ante los cambios en el sistema (diversidad de respuesta).

Las propiedades de un ecosistema derivadas de su diversidad pueden verse reflejadas en su habilidad de soportar los cambios que se le obliguen a tener y su capacidad a adaptarse a los mismos, esto es: su transformabilidad (capacidad de crear un nuevo sistema cuando las condiciones son insostenibles; Walker *et al.*, 2004), su resiliencia (capacidad del sistema en absorber el disturbio y reorganizarse manteniendo su estructura, función e identidad), y su resistencia (capacidad del sistema en absorber el disturbio sin cambiar; Downing *et al.*, 2012). Además de la diversidad, se debe considerar que el conjunto de interacciones existentes entre los organismos (redes ecológicas)

presentes en el sistema también hacen que éste responda de forma distinta (Hagen *et al.* 2012). El conocimiento de estas redes y de su complejidad (número promedio de interacciones por especie) permite evaluar el grado de resiliencia y resistencia de un ecosistema (Montoya *et al.*, 2001, 2006).

1.3. Redes ecológicas

El estudio de las redes ecológicas surge con la idea de entender la estructura y funcionamiento de la complejidad de los sistemas ecológicos, bajo la premisa de que el comportamiento de los sistemas megadiversos muestra propiedades que van más allá de la suma de sus partes (Jordano *et al.*, 2009). Estas propiedades proveen información y herramientas que permiten evaluar las respuestas del sistema frente a cambios ambientales (Bascompte, 2009; García, 2016; tabla 1.2).

Una red es un conjunto de relaciones en el que intervienen una serie de objetos y un esquema de las relaciones que dichos objetos mantienen entre sí (Kadushin, 2012). En una red compleja de interacciones mutualistas planta-animal, los objetos ecológicos señalan los nodos y las líneas que los unen sus relaciones (Bascompte y Jordano, 2007; Bascompte, 2009). Los nodos pueden ser caracterizados por el grado de conexión que presenten, es decir, por el número relaciones que tienen con los otros nodos, conocido como el grado de distribución (Bascompte y Jordano, 2007).

Tabla 1.2. Características principales de una red de interacciones ecológicas (Bascompte y Jordano, 2014).

Característica	Descripción
Grado de distribución	Distribución de frecuencias del número de interacciones por especie.
Solape de nicho	Similitud en el patrón de interacciones entre las especies del mismo nivel de la red.
Pendiente de extinción	Sensibilidad de un nivel trófico a la extinción de especies de otro nivel.
Robustez	Estabilidad del sistema ante extinciones secundarias.
Conectividad	Proporción de interacciones observadas respecto al total de interacciones posibles.
Anidamiento	Núcleo de generalistas que interactúan con el resto de las especies en el otro nivel.
Modularidad	Subgrupos de especies que interactúan con mayor frecuencia dentro de ellos que con el resto de la red.
Asimetría de interacciones	Desviación en el grado de distribución de las interacciones entre especies.
Diversidad de interacción (H_2)	Índice que calcula el grado de especialización de toda la red en general.
Especies núcleo de la comunidad	Especies cuya extinción de sus interacciones supone un gran riesgo para la permanencia del sistema.

Las redes condicionan muchas funciones de los ecosistemas, pues le proveen distintos grados de resiliencia y transformabilidad (Montoya *et al.*, 2001, 2006) debido a la complejidad que presentan. Teóricamente se considera que mientras más compleja sea una red, ésta tiende a ser más frágil, lo cual puede afectar a la posibilidad de que las especies puedan coexistir en un equilibrio estable (Montoya *et al.*, 2006). Sin embargo, es una cuestión por demostrar, pues las redes complejas persisten ante los disturbios que se

propagan rápida y fuertemente e incluso, se ha argumentado que una red simple es más vulnerable a los disturbios por las violentas fluctuaciones que pueda tener en comparación con redes más diversas e interconectadas (Landi *et al.*, 2018a).

Existen dos tipos de redes: (1) *unimodales*, donde los enlaces se pueden establecer entre cualquiera de los nodos, y (2) *bimodales*, que ilustran las conexiones entre nodos de dos grupos distintos, de manera que no existen conexiones de los nodos de un mismo grupo; a su vez, éstas pueden ser *dirigidas* —que contienen información sobre el flujo y dirección de la interacción— o *no dirigidas* (Jordano *et al.*, 2009). La topología de la red se establece como la forma en la que se distribuyen los enlaces y el grado de dicha distribución. Ésta permite reconocer la dinámica de la red, así como determinar su sensibilidad ante la pérdida de nodos y a la entrada de nuevos (Jordano *et al.*, 2009).

La entrada de distintas especies (nodos) que no corresponden al ecosistema histórico o nativo pueden establecer relaciones con las especies ya existentes. Si los organismos recién llegados al sistema ofrecen recursos de manera significativa a las especies nativas o viceversa, entonces éstos tendrán numerosas interacciones, haciéndoles “súper-generalistas”. De esta manera, moldearán la estructura de las redes de interacción mutualistas preexistentes (García, 2016).

Se sugiere que la estabilidad de la estructura de la red puede darse por la abundante presencia de especies generalistas, que mantendrán las interacciones con numerosas especies facilitando la persistencia de las especialistas (Bascompte y Jordano, 2007). De esta forma, las generalistas se pueden considerar especies núcleo, por lo que su

desaparición en la red supondría un gran riesgo a la permanencia de la red (Bascompte y Jordano, 2014).

El análisis de las interacciones requiere de la elaboración de una matriz que facilite reconocer los patrones de la estructura ecosistémica evaluada, como la redundancia ecológica, robustez y adaptación en el modelo de redes. Las matrices de interacción deben tener una buena representación de las interacciones, lo cual depende del investigador y sus muestreos, pero se trata de acumular el mayor número de datos posible (Jordano *et al.*, 2009).

1.4. Las aves como sistema de estudio

Las aves desempeñan roles ecológicos importantes siendo dispersoras de semillas, polinizadoras, controladoras de insectos y roedores plaga, además de limpiar carroña (Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo, 2009; Feria *et al.*, 2013). Sin embargo, la abundancia y diversidad de especies de aves es afectada por la diversidad de especies vegetales; de hecho, se ha demostrado que la heterogeneidad espacial da lugar al incremento de la riqueza de aves (Böhning-Gaese, 1997; Bojorges-Baños y López-Mata, 2006). En este sentido, la conservación de las aves terrestres depende en gran medida de la comprensión de sus requerimientos de hábitat y de los procesos físicos y bióticos que lo mantienen (Askins, 2002).

Bajo esta premisa, se consideran a las aves como bioindicadoras de los cambios ambientales (Temple y Wiens, 1989; Green y Figuerola, 2003). Un indicador es un

elemento, proceso o propiedad del ecosistema que de manera indirecta ofrece información sobre el estado ambiental en el que se encuentra éste. Y son usados si algún parámetro ambiental de interés no puede ser medido de manera directa (Carignan y Villard, 2002). El uso de aves como indicadores es plausible debido a que su monitoreo es relativamente fácil, dado que advierten su presencia por sus vocalizaciones; pueden ser censadas eficientemente en grandes escalas espaciales, y su ocurrencia, abundancia y éxito reproductivo parecen estar influenciados por la calidad de los hábitats en los que se encuentran (Carignan y Villard, 2002). No obstante, hay que considerar que las respuestas de las aves ante algún disturbio en el hábitat dependerán de los atributos que tenga cada especie (Lantschner y Rusch, 2007).

1.5. Las aves de la REPSA

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (en lo sucesivo, REPSA, Reserva o Reserva del Pedregal) es un área protegida por la Universidad Nacional Autónoma de México, ubicada al suroeste del área urbana de la Ciudad de México. En esta reserva se han inventariado 148 especies de aves, 84 de las cuales son residentes y 64 migratorias, y representan 45% de la avifauna metropolitana (Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo, 2009). La riqueza de aves en la Reserva puede deberse a sus condiciones ecológicas, debido a que la estructura vegetal no ha sido severamente alterada a pesar del alto grado de urbanización que tienen las áreas que la rodean (Arizmendi *et al.*, 1994; Böhning-Gaese, 1997; Bojorges-Baños y López-Mata, 2006; Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo,

2009). Empero, el aislamiento que tiene la REPSA puede resultar negativo para este grupo de vertebrados por las pocas posibilidades que tienen para cruzar toda la extensa área urbana que separa a esta reserva de las zonas naturales aledañas (Arizmendi *et al.*, 1994).

Se han realizado distintos estudios sobre las aves en la REPSA. Navarro-Singüenza *et al.* (2014) encontraron que las especies de esta reserva son típicas de matorrales áridos de tierras bajas y de tierras altas y de crecimiento secundario. Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo (2009), por su parte, registraron que hay 28 especies endémicas del país y que, por sus hábitos alimentarios, hay insectívoras, frugívoras, granívoras y omnívoras; además que usan tres tipos de hábitats: terrestre, acuático y relacionado con ambientes artificiales. San José-Alcalde *et al.* (2010, 2013), por su parte, estudiaron sus respuestas ante procesos de restauración (A8 y A11) y la estructura de sus comunidades en dos sitios sujetos a restauración y una zona conservada de referencia. Arizmendi *et al.* (1994) resalta que debe tenerse un interés por la conservación de la REPSA, ya que para las aves representa un sitio importante de refugio, alimento y reproducción, además de que probablemente es uno de los pocos sitios de anidación para especies como el gorrión mexicano, que ha sido desplazado por el humano y por el gorrión inglés.

1.6. Antecedentes de disturbio y restauración de la REPSA

La REPSA consta de tres zonas núcleo (de protección estricta) que son: Núcleo Poniente, Núcleo Oriente y Núcleo Sur Oriente, más 13 zonas de amortiguamiento (de uso restringido para protección ambiental), que llevan una nomenclatura que va del A1 a A13,

estipulados en el quinto acuerdo del 2005 para rezonificar, delimitar e incrementar la zona de la REPSA dentro de Ciudad Universitaria (C.U.; Lot *et al.*, 2012; SEREPSA, 2013).

La Reserva del Pedregal constituye un refugio para la fauna silvestre que habita en la Ciudad de México. La cuál se sigue usando como sitio de invernación, de reproducción o de paso; sin embargo, tras el crecimiento urbano, el sitio se ha fragmentado y los organismos han sido vulnerados por ello (Arizmendi *et al.*, 1994). Asimismo, es uno de los últimos lugares que alberga biodiversidad del matorral xerófilo en la Ciudad de México, uno de los sistemas urbanos más contaminados del mundo (Mariño-Pérez *et al.*, 2012), lo cual hace que la Reserva sea más susceptible de sufrir deterioro. Se ha detectado que la acumulación de desechos, la introducción de eucaliptos, la acumulación de basura inorgánica y cascajo y el crecimiento masivo del pasto “kikuyo” (*Cenchrus clandestinus* (Hochst. ex Chiov) Morrone [Poaceae]). Adicionalmente, la incidencia de incendios son fuentes de disturbio que dañan a este ecosistema (Antonio-Garcés, 2008, Lot *et al.*, 2012; Zambrano *et al.*, 2016). Además, la urbanización ha ido destruyendo el paisaje preexistente, ha modificado el microclima debido a la elevación de temperaturas y ello ha provocado una disminución en la frecuencia de heladas (Cano-Santana y Meave, 1996).

Dados los problemas anteriores, se iniciaron actividades de restauración ecológica de la REPSA desde 2005, a cargo del grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres (hoy Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos) del Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias de la UNAM (San José-Alcalde, 2010), bajo las siguientes proposiciones (Antonio-Garcés *et al.*, 2009): Eliminar la fuente del disturbio, extraer elementos extraños del ecosistema, recuperar el sustrato basáltico, eliminar los

elementos vegetales exóticos e introducir especies vegetales nativas. El objetivo es recuperar sustrato el volcánico original, la diversidad vegetal, recuperar el paisaje original, y así como restablecer la red trófica del ecosistema.

1.7. Justificación

El proceso de restauración de un ecosistema requiere del monitoreo continuo de distintos grupos biológicos como las aves que llevan a cabo sus actividades en las zonas sujetas a restauración, de modo que se pueda evaluar si se están cumpliendo los objetivos. Las interacciones planta-ave proveen un fuerte elemento para determinar la estructura de las comunidades en un sistema y, por ende, permiten reconocer el grado de disturbio o de restauración al que ha sido sometido un ecosistema como la REPSA, donde actualmente se desconoce cuál es la situación ecológica de algunos de sus sitios (como las zonas A8 y A11).

Además, se sabe poco sobre las consecuencias de las interacciones de las aves con las plantas para la sucesión de éstas y el proceso de restauración (Da Silva y Vickery, 2008; García, 2016), por lo que este estudio puede ser una aportación en dicho sentido.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general es comparar la estructura de la comunidad de aves y los rasgos de las interacciones planta-ave entre zonas conservadas y cuatro zonas sujetas a restauración ecológica en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx.

Los objetivos particulares son:

1. Analizar el grado de recuperación de cuatro zonas sujetas a diferentes acciones de restauración al comparar los rasgos de las comunidades de aves.
2. Dilucidar los cambios de diversidad de aves de los sitios A8 y A11 sujetos a restauración y una zona conservada de referencia respecto a lo registrado en 2009-2010 por San José-Alcalde *et al.* (2010).
3. Comparar las actividades y hábitos alimentarios de las aves en zonas conservadas y sujetas a restauración ecológica.
4. Describir y analizar las interacciones planta-ave en zonas conservadas y sujetas a restauración ecológica.

Las hipótesis y predicciones que se plantean en este trabajo son:

1. Si las zonas sujetas a restauración ecológica han recuperado parte de su funcionalidad ecosistémica, se espera que (a) la riqueza y composición de especies, (b) los hábitos alimentarios de aves y (c) la red de interacciones sean similares entre estas zonas y las zonas conservadas.

2. Si el proceso de restauración ecológica en A8 y A11 ha progresado, se espera encontrar los ensamblajes de aves más parecidos a las de las zonas conservadas de referencia que lo que registró San José-Alcalde *et al.* (2010) en 2009-2010.

3. MÉTODOS

3.1. Zona de estudio y selección de sitios

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se ubica al suroeste de la Cuenca del Valle de México (237.3 ha; 19°18'31" -19°19'17" norte, 99°10'22" -99°11'52" oeste, 2,270-2,349 msnm; fig. 3.1) dentro de la Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, en la alcaldía de Coyoacán de la Ciudad de México (Lot *et al.*, 2012). Su clima es templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano de mayo a octubre (Cb(w1)w) y con una época de secas de noviembre a abril. La temperatura media anual es de 15.6°C y la precipitación media anual es de 833 mm (SEREPSA, 2013). La vegetación corresponde al matorral xerófilo, ha sido denominada como *Senecionetum praecocis* por abundar *Pittocaulon* (ex *Senecio*) *praecox* (Cav.) H. Rob y Brett (Asteraceae) (Rzedowski, 1954). El matorral de la REPSA está constituido predominantemente por un estrato herbáceo, uno arbustivo bien desarrollado y pocos elementos arbóreos (Valiente-Banuet y De Luna, 1994).

El sustrato que presenta la REPSA es roca volcánica, el relicto de la explosión del volcán Xitle ocurrida hace 1670+/- 35 años (Siebe, 2000; 2009). Este sustrato presenta una variedad de formas, lo que provee una multiplicidad de microambientes con distinta luminosidad, temperatura y humedad, de modo que se presentan áreas planas, así como oquedades, grietas, paredes, hondonadas, promontorios y cuevas (SEREPSA, 2013). El suelo es joven y poco desarrollado, muy pedregoso, somero, con baja cantidad de materia orgánica, es orgánico, joven y se acumula en grietas y fisuras (Siebe *et al.*, 2016). Posee una gran diversidad de flora y fauna, pues en su interior se han registrado 377 especies de

plantas, 37 especies de mamíferos, 148 de aves, cuatro especies de anfibios, 23 de reptiles y 817 especies de artrópodos (Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo, 2009; Méndez de la Cruz *et al.*, 2009; Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009).

La REPSA forma parte del Pedregal del Xitle o del Pedregal de San Ángel, que se originó a partir de los derrames del volcán Xitle que se asentaron a altitudes que van desde los 2240 hasta los 3000 m en la zona lacustre del Valle de México (Peralta y Prado, 2009).

Se seleccionaron cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR), una en un pedregal remanente adyacente al estacionamiento de profesores de la Facultad de Ciencias, también conocido como “El Molotito” (ZCR1), dos en la zona núcleo poniente (ZCR2 y ZCR3), y otra en la zona núcleo sur-oriente (ZCR4) (fig. 3.1). Todas estas zonas presentan una dominancia de *Buddleia cordata* Kunth (Scrophulariaceae), *Dahlia coccinea* Cav. (Asteraceae), *Muhlenbergia robusta* (E. Fourn.) Hitchc. (Poaceae) y *Pittocaulon praecox* (Cav.) H. Rob y Brett (Asteraceae). Actualmente se encuentran relativamente protegidas de las actividades antropogénicas.

Los cuatro sitios sujetos a restauración ecológica (fig. 3.1) se describen a continuación *grosso modo*.

3.1.1. *Zona Sujeta a Restauración Circuito Exterior Sur (A2)*. Se localiza en la porción noroeste de la zona de amortiguamiento Circuito Exterior Sur o A2. La zona A2 cubre una superficie de 1.29 ha y conforma uno de los camellones del Circuito Exterior de C.U. Se encuentra entre la Escuela Nacional de Trabajo Social y Coordinación de Universidad

Abierta y Educación a Distancia (CUED). A partir del año 2007 se iniciaron las labores de la restauración y continúan a la fecha; se han realizado jornadas de retiro de árboles como *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae), *Yucca* sp. L. (Asparagaceae), *Leonotis nepetifolia* (L.) R. Brown (Lamiaceae), y *Ricinus communis* L. (Euphorbiaceae), de residuos sólidos, cascajo, vidrio, colillas y papel. En el 2009 se talaron árboles de especies exóticas, en el 2017 se extrajeron eucaliptos (G. Villalobos, datos no publ.). Sin embargo, la remoción no se completó pues hasta mayo de 2018 aún quedan troncos y escombros que se espera sean retirados en el futuro. Actualmente se continúa con las jornadas de restauración encabezadas por la M. en C. Genoveva Villalobos (com. pers.), del Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología (ICAT) que duran 2 h/semana.

3.1.2. *Zona Sujeta a Restauración Biológicas (A8)*. La zona de estudio está localizada en la porción noreste de la zona de amortiguamiento 8, también llamada “Biológicas”. Tiene una superficie total de 3.3 ha y conforma el camellón central de la avenida Circuito Exterior. El área de A8 es una zona forestada con eucaliptos posiblemente desde del año 1950 (San José-Alcalde, 2010). La región noreste de la zona A8 se conforma de 0.51 ha y cubre una hondonada de 2-4 m de profundidad donde hubo una acumulación de desechos de jardinería, cascajo y desechos inorgánicos entre 1974 y 2005 (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010; San José-Alcalde, 2010; San José-Alcalde *et al.*, 2010, 2013). Las acciones de restauración que se han llevado a cabo en A8 desde el 2005 son la extracción de todos los eucaliptos, extracción de desechos orgánicos, basura y cascajo. Recuperación de sustrato volcánico, así como la introducción de plántulas y semillas de 11 plantas nativas por siembra al voleo (Antonio-

Garcés, 2008; San José-Alcalde, 2010; González-Rebeles, 2012). En julio del 2006 se introdujeron 584 plántulas nativas (Antonio-Garcés, 2008; Peña-Mendoza, 2016; San José-Alcalde, 2010; Muñoz-Saavedra, 2013; González-Jaramillo, 2018).

3.1.3. Zona Sujeta a Restauración Vivero Alto (A11). Es una pequeña porción al sureste de la zona de amortiguamiento 11, también llamada 'Vivero Alto'. Es un terreno dedicado al mantenimiento de un vivero de pasto. El área de interés tiene una superficie total de 0.225 ha y está dividida en dos porciones por un camino en terracería (San José-Alcalde, 2010; Estañol-Tecuatl, 2014). En este sitio se quiso construir un estacionamiento entre diciembre del 2004 y enero del 2005 por la remoción de la cubierta vegetal, la extracción de cantera y el posterior relleno de la zona con tepetate (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010; San José-Alcalde, 2010). En marzo del 2005 se extrajo el material del relleno con maquinaria, se adicionó roca volcánica, se removieron desechos inorgánicos y pasto kikuyo. Entre octubre del 2006 y octubre de 2017 se realizaron 15 jornadas que consistieron en la remoción de desechos, material no consolidado y en la extracción de plantas exóticas (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; San José-Alcalde, 2010; González-Jaramillo, 2018).

3.1.4. Zona Sujeta a Restauración Suroriente (SO). Se ubica en la porción centro-oeste de la zona núcleo sur oriente y cubre una superficie de 0.35 ha. A finales del siglo XX, se recubrió el sustrato volcánico de la zona para facilitar el paso de vehículos dentro de esa zona, hecho que ocurrió antes de que esta zona fuera protegida e integrada a la REPSA (Peralta y Prada, 2009; Merino, 2017). En 2007 se recubrió el sitio con roca basáltica hasta

3 m de altura por la Secretaría Ejecutiva de la REPSA (Estañol-Tecuatl, 2014; Farfán-Beltrán, 2016; Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017).

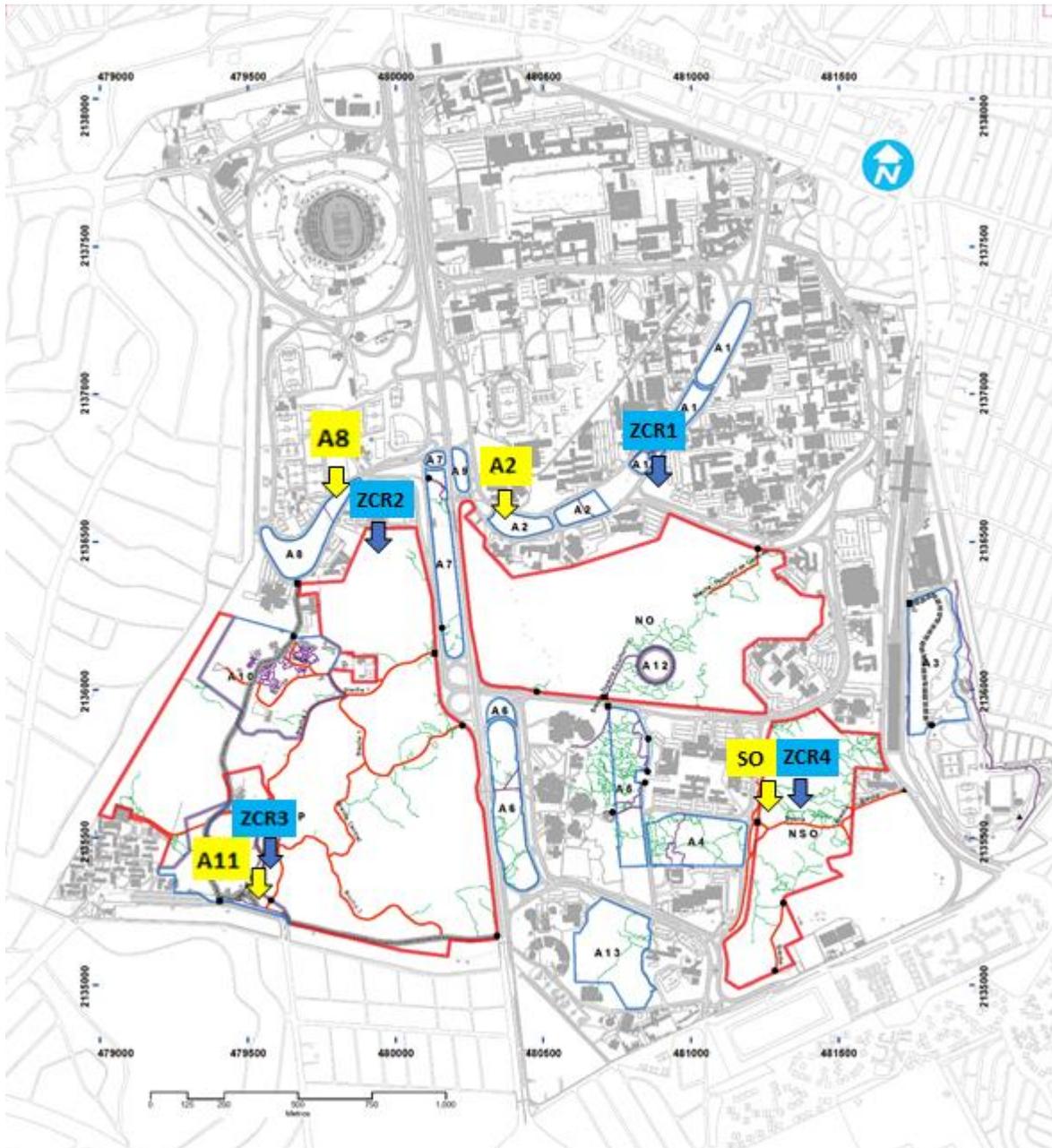


Figura 3.1. Ubicación de la REPSA en el interior de Ciudad Universitaria y localización de los ocho sitios de estudio. Las etiquetas indican la localización y el nombre de las zonas conservadas de referencia (ZCR1, ZCR2, ZCR3 y ZCR4) y de las zonas sujetas a restauración ecológica (A2, A8, A11, SO). Modificado de Lot *et al.* (2013).

3.2. Muestreo

Se realizaron observaciones mensuales de aves y relaciones planta-ave entre marzo de 2018 y marzo de 2019 en cada sitio de estudio. El muestreo consistió en caminatas de 2 h a partir del amanecer (entre las 6:30 y las 7:30 am) que corresponde al momento con mayor actividad de las aves diurnas (San José-

dos días después en la zona conservada de marco de referencia más cercana, o viceversa: A2 y ZCR1 (Molotito), A8 y ZCR2, A11 y ZCR3, SO y ZCR4. La secuencia con la que se hicieron los muestreos de las zonas se determinó aleatoriamente.

Se hicieron ocho muestreos en total por cada zona, excepto para las zonas A8 con nueve muestreos, A11 y SO con diez muestreos. Las aves observadas fueron identificadas de acuerdo con su morfología y comportamiento basándose en el listado de aves de Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo (2009) y con la guía de aves de México y Centro América (Van Perlo, 2006). Con el uso de un par de binoculares por persona (dos o tres), se registró el número de avistamientos, las especies observadas, las actividades que realizan al momento de la observación (percha, forrajeo, cortejo y consumo de alimento) según se muestra en el anexo 1. Las plantas donde se encontraron aves asociadas se identificaron en el campo de acuerdo con las guías de Castillo-Argüero *et al.* (2007) y las que no pudieron identificarse se herborizaron para identificarlas posteriormente con el apoyo de la M. en C. Yuriana Martínez Orea y el M. en C. Ramiro Cruz Durán.

3.3. Análisis de datos de estructura de la comunidad

Se obtuvo la riqueza específica, la diversidad real de Shannon-Wiener, el índice de Shannon-Wiener (usando la transformación de \log_{10}), el inverso de la diversidad de Simpson y la equidad de Pielou (Magurran, 2004).

Los índices de Shannon-Wiener de cada sitio fueron comparados con una prueba de t múltiple (Zar, 1999; Molina, 2014; McDonald, 2014; Arias, 2014).

Se hicieron curvas de acumulación de especies para evaluar la calidad del inventario observado de la avifauna en cada sitio muestreado y se estimó el índice de Chao1 para determinar la eficiencia de muestreo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con los datos del número promedio de avistamientos por día de cada especie de aves para determinar las semejanzas entre las comunidades asociadas a cada sitio.

Adicionalmente, se empleó el índice de disimilitud de Bray-Curtis para definir qué tantas similitudes tienen los sitios estudiados respecto a su composición de especies de aves. El índice se calculó según la siguiente fórmula (Krebs, 2014):

$$B = \frac{\sum_{i=1}^n |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (X_{ij} + X_{ik})}$$

donde: B = medida de disimilitud de Bray-Curtis, X_{ij} y X_{ik} = número de individuos de la especie i en el sitio j y en el sitio k , y n = número de especies observadas.

Los análisis ya descritos se realizaron en la paquetería estadística RStudio versión 1.1.456.

Se determinó el tipo de alimento que consumen las especies de aves mediante las observaciones y con información bibliográfica, para así clasificarlas en distintos gremios (frugívoros, insectívoros, nectarívoros, carnívoros y omnívoros). Además, se registró la actividad que se encontraron realizando. Se evaluó si hay dependencia de la frecuencia a la que se registra cada gremio, actividad y especie con el sitio de estudio con pruebas de χ^2 . Por lo que se calcularon con la hoja de cálculo de Microsoft Excel, las frecuencias esperadas en una tabla de contingencia de 5 (tipos de sitios; puesto que se agruparon los datos de los sitios conservados) \times k (número de gremios o avistamientos de actividad) y de 5 (sitios) \times S (número de especies). En caso de haber encontrado diferencias significativas, se aplicó una prueba de residuos estandarizados (Siegel y Castellan, 1995).

La cuantificación de especies por cada sitio y el número de especies compartidas entre los mismos se ilustraron en un diagrama de Venn haciendo uso de la página web: <http://mathworld.wolfram.com/VennDiagram.html> (Weisstein, 2018).

3.4. Análisis de datos de interacciones planta-ave

Los rasgos de la red evaluados son los siguientes:

(1) La *conectividad* (C), que ofrece la proporción de interacciones observadas respecto al total de interacciones posibles, es calculada como $C = \frac{L}{(IJ)}$. Donde L es el número de

interacciones obtenidas en la red, I el número de especies del nivel trófico bajo y J el número de especies en un nivel trófico alto (Dormann *et al.*, 2009).

(2) La *diversidad de interacción* (H_2) se basa en la desviación del número total de interacciones por especie. La ecuación es similar a la del índice de diversidad de Shannon, pero es estandarizada ocupando sus valores mínimos y máximos que deben ser conocidos ($H_2' = \frac{H_{2max} - H_2}{H_{2max} - H_{2min}}$). El resultado se acota entre 0 y 1, donde 0 indica extrema generalización de la red, mientras que 1 habla de una red altamente especialista (Blüthgen *et al.*, 2006; Dormann *et al.*, 2009).

(3) Núcleo-Periferia. Se considera que una especie se encuentra en el núcleo de la red cuando el valor obtenido por el índice núcleo-periferia es >1 (Dáttilo *et al.*, 2013).

(4) El *anidamiento* (NODF) se obtuvo con la ecuación propuesta por Almeida-Neto *et al.* (2008), cuyos valores oscilan entre 0 y 100. Valores cercanos a 0 indican patrones débiles de anidamiento y valores cercanos a 100 hablan de interacciones fuertemente anidadas. El valor que se obtuvo se comparó con el valor esperado por azar con 1000 iteraciones.

(5) La *modularidad* (M) se calculó con el algoritmo denominado SA propuesto por Guimerá y Amaral (2005). El valor obtenido hace alusión a las especies con mayor número de enlaces dentro de los módulos (grupos de especies altamente conectadas) formados con respecto a lo esperado al azar.

Los tres primeros rasgos fueron calculados con el paquete *bipartite* del software R (R Core Team, 2016; Dormann *et al.*, 2009). El anidamiento fue obtenido con el programa ANINHADO, mientras que la modularidad se analizó con el programa MODULAR desarrollado por Marquitti *et al.* (2014). Se realizó una prueba de normalidad para todos

índices descriptivos de las zonas conservadas de referencia, y en caso de aceptar la hipótesis nula, fueron comparados contra cada una de las zonas sujetas a restauración con una prueba de t .

4. RESULTADOS

4.1. Estructura de la comunidad de aves

Se encontraron un total de 92 especies de aves distribuidas en 29 familias (véase anexo 2). La riqueza varió entre 21 y 55 especies en las zonas conservadas de referencia, mientras tanto, la riqueza de las zonas sujetas a restauración oscila entre 37 y 43 (fig. 4.1). El índice de diversidad de Shannon-Wiener mostró ser relativamente bajo, pero es similar entre zonas, excepto en la ZCR2. El antilogaritmo del índice de Shannon ($e^{H'}$) confirman una baja diversidad por la diferencia de abundancias que existen entre las especies observadas. Por otro lado, el índice de diversidad de Simpson para cada zona, a excepción de la ZCR2, fue muy cercano a uno, hablando de que pocas especies son abundantes, por lo tanto, hay una mayor probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar sean de la misma especie. Estos resultados se reiteran con los valores obtenidos del índice de equitatividad, muy cercanos a cero, lo que habla de la diferencia de abundancias entre especies (tabla 4.1). Los valores de H' de las zonas sujetas a restauración no presentaron diferencias significativas con la ZCR3 y ZCR4, a excepción de la zona SO que no mostró tener diferencias significativas con el 75% de las zonas conservadas de referencia: ZCR2, ZCR3 y ZCR4 (fig. 4.2).

Tabla 4.1. Atributos de la comunidad de aves en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia. S: riqueza específica; H': índice de diversidad de Shannon; e^{H'}: diversidad real de Shannon; D': diversidad de Simpson; 1/D': inverso de diversidad de Simpson; J': equitatividad.

Zonas	S	H'	e ^{H'}	D'	1/D'	J'
ZCR1	33	1.135	3.111	0.850	6.671	0.325
ZCR2	21	0.573	1.774	0.464	1.866	0.188
ZCR3	54	1.440	4.220	0.928	13.952	0.361
ZCR4	40	1.364	3.911	0.932	14.808	0.370
A2	40	1.358	3.889	0.934	15.072	0.368
A8	43	1.270	3.562	0.896	9.648	0.338
A11	42	1.372	3.942	0.927	13.718	0.367
SO	37	1.233	3.431	0.896	9.585	0.341

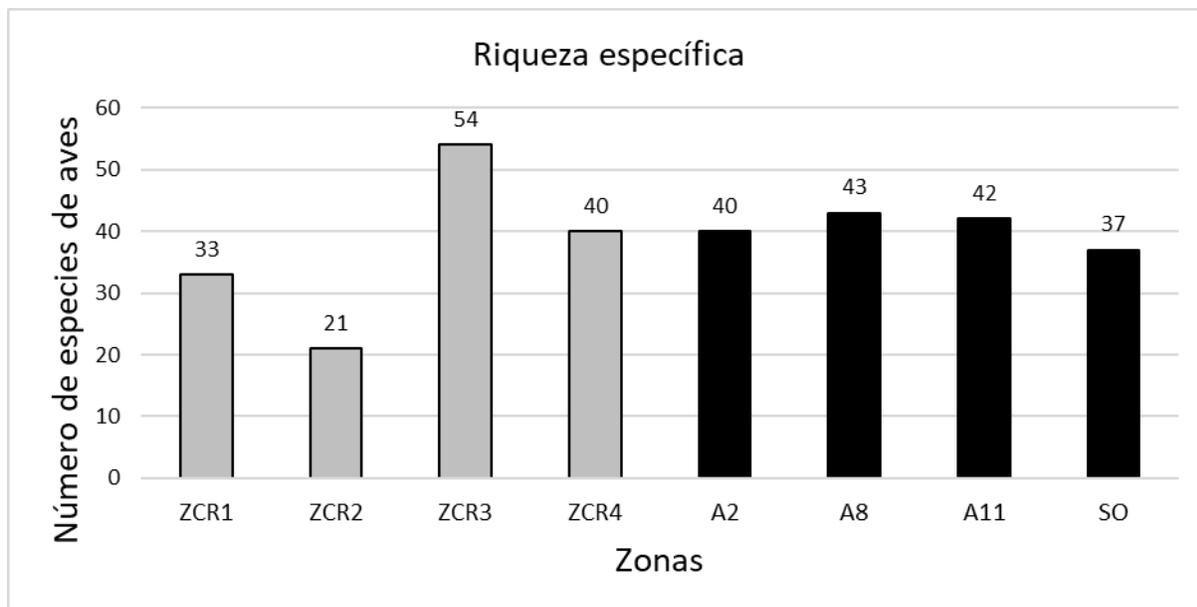


Figura 4.1. Valores de la riqueza específica de aves obtenidos en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1-ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Tabla 4.2. Riqueza específica e índice de diversidad de Shannon de la comunidad de aves en dos zonas sujetas a restauración (A8 y A11) y en una zona conservada de referencia (ZCR3) obtenidos por San José-Alcalde (2010) y de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Zonas	Rasgo	San José-Alcalde (2010)	Estudio actual (2019)
ZCR3	S	63	54
A8		63	43
A11		64	42
ZCR3	H'	1.43	1.44
A8		1.34	1.27
A11		1.38	1.37

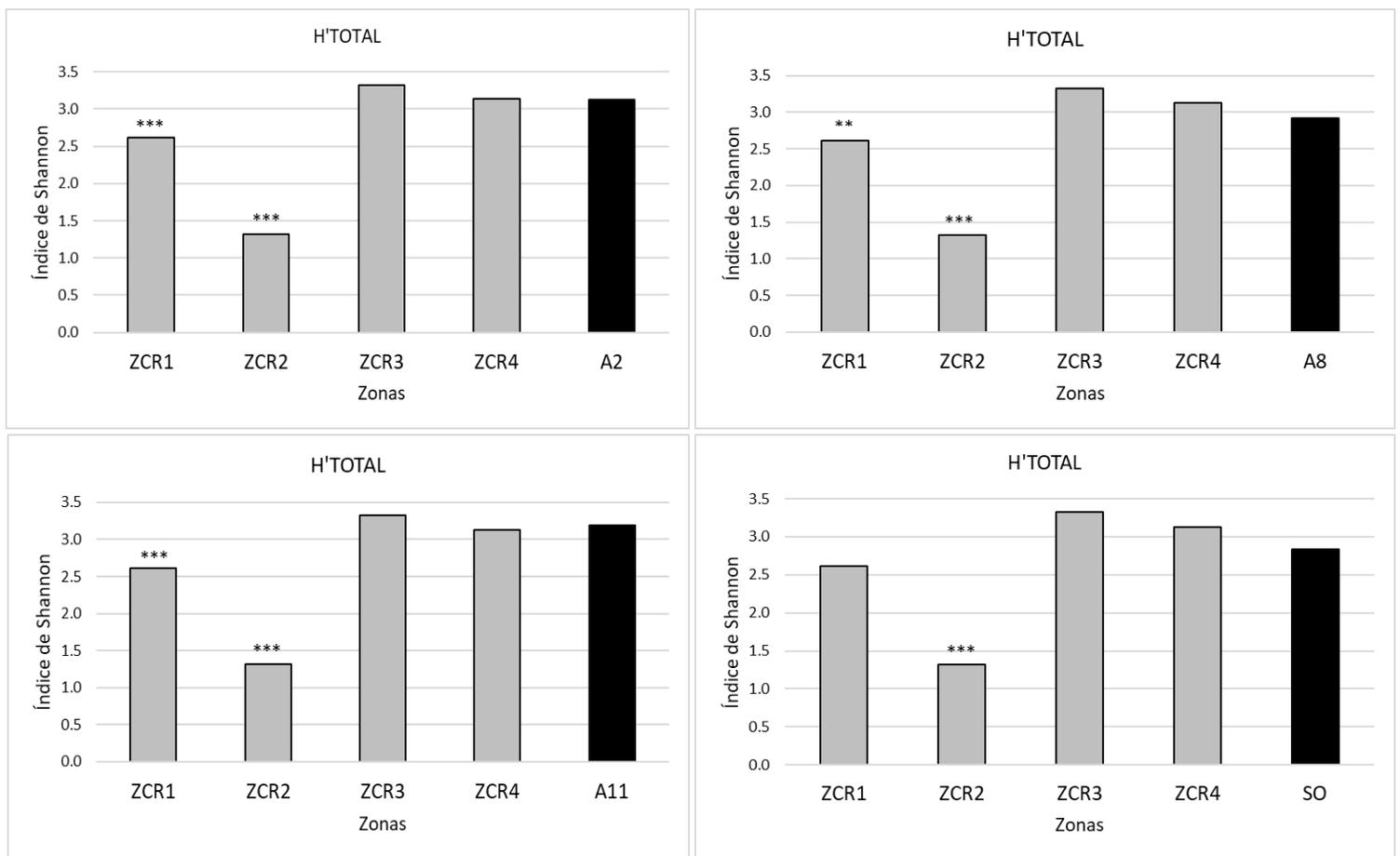


Figura 4.2. Comparación, a partir de la prueba de t -múltiple, de los valores del índice de Shannon-Wiener (H') obtenidos de las cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) contra los valores de H' de cada una de las cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1-ZCR4) (A2 vs. ZCR1: $t = 4.13$, g.l. = 305, $p < 0.0001$; A2 vs. ZCR2: $t = 13.9$, g.l. = 390, $p < 0.001$; A8 vs. ZCR1: $t = 2.55$, g.l. = 305, $p < 0.001$; A8 vs. ZCR2: $t = 13.61$, g.l. = 404, $p < 0.0001$; A11 vs. ZCR1: $t = 4.36$, g.l. = 327, $p < 0.0001$; A11 vs. ZCR2: $t = 12.6$, g.l. = 395, $p < 0.0001$; SO vs. ZCR2: $t = 10.8$, g.l. = 424, $p < 0.0001$) de las observaciones en la REPSA de marzo de 2018 a marzo de 2019.

El estimador Chao1 mostró que la eficiencia de muestreo es buena (tabla 4.3), y que la ZCR2 fue la única que presentó diferencias significativas con el resto de las zonas de acuerdo con el número de especies proyectadas con un número infinito de muestreos (fig. 4.4).

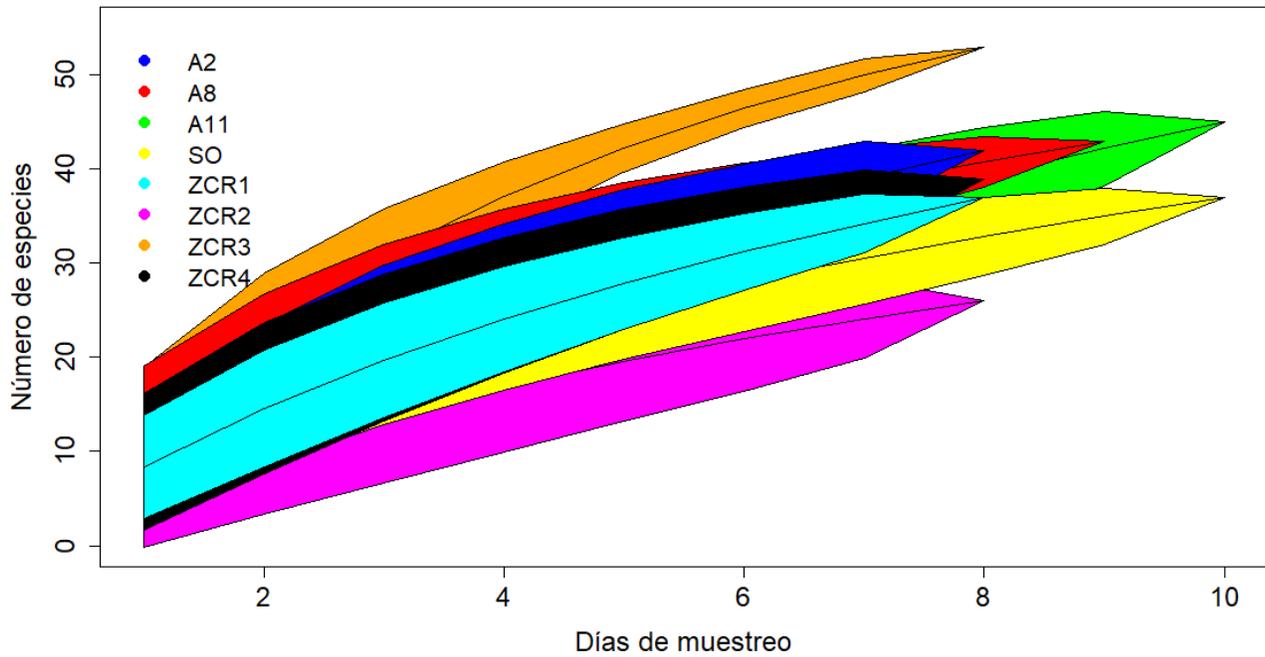


Figura 4.3. Curvas de acumulación de especies de aves por zona. Datos de cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y de cada zona conservada de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Tabla 4.3. Valores obtenidos del estimador Chao1 y la eficiencia de muestreo por zona de acuerdo a lo obtenido en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Zona	Chao1	Eficiencia de muestreo
A2	45.0	88.9%
A8	51.3	83.8%
A11	82.3	52.3%
SO	49.2	75.2%
ZCR1	52.5	62.9%
ZCR2	24.0	87.5%
ZCR3	65.6	
ZCR4	61.2	

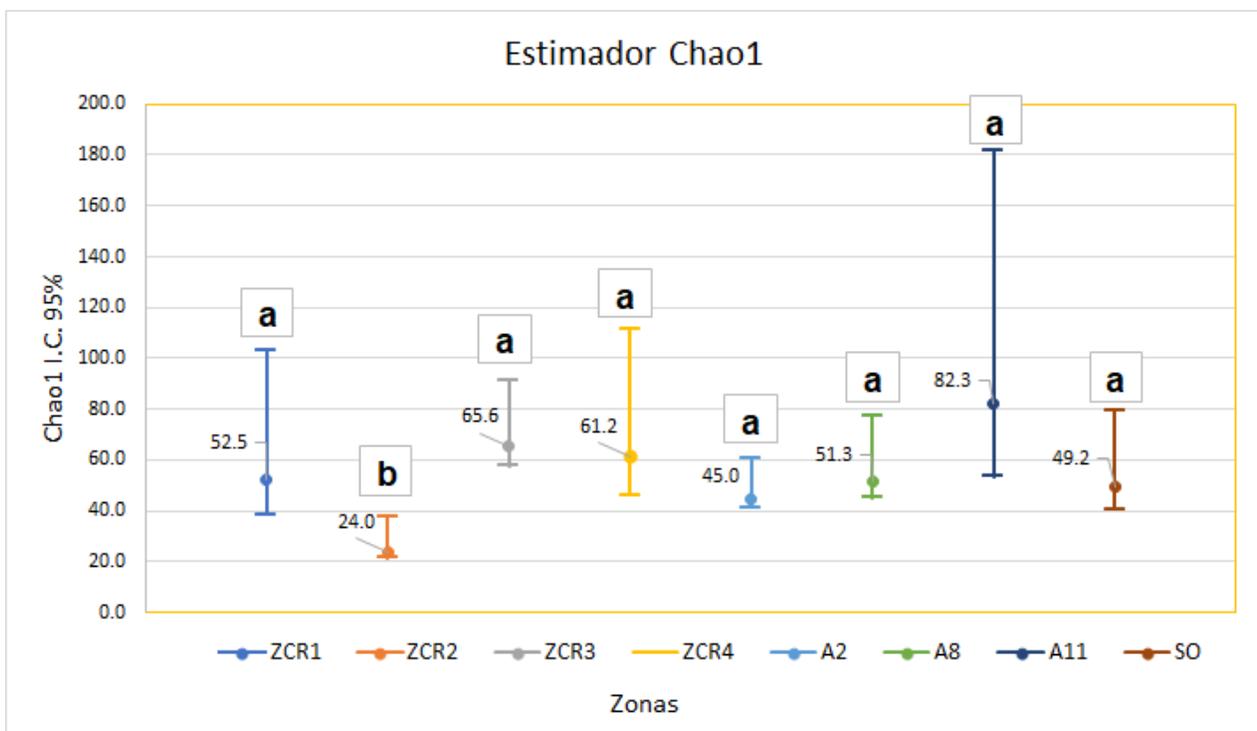


Figura 4.4. Valores obtenidos del estimador Chao1 con un I.C. del 95% de cada zona sujeta a restauración (A2, A8, A11 y SO) y de cada zona conservada de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA de marzo de 2018 a marzo de 2019.

En el análisis de componentes principales (ACP), las Dim 1 y 2 (componentes 1 y 2) explican en conjunto el 42.7% de la varianza. En el primer cuadrante se observa la conformación de un grupo constituido por tres zonas conservadas de referencia (ZCR1, ZCR2 y ZCR4), estas zonas no registran eucaliptos. Asociado a éstas encontramos la zona sujeta a restauración SO (fig.4.5). En el segundo cuadrante se asocian ZCR3 y la zona sujeta a restauración A11. En el tercer cuadrante se observa que las zonas conservadas de referencia A8 y A2 mantienen una composición de especies de aves similar entre sí. Los cuadrantes dos y tres se caracterizan por la presencia de eucaliptos.

El CP1 muestra una correlación negativa y significativa con el número promedio de avistamientos por día del chipe rabadilla amarilla (*Setophaga coronata*), picaflor vientre canelo (*Diglossa baritula*), del chipe lores negros (*Geothlypis tolmiei*) y del rascador viejita (*Melospiza fusca*). Este grupo de aves tiene una mayor influencia para la diferenciación de la zona sujeta a restauración A11 con respecto al resto de las zonas, dada su posición en los ejes de ordenación. Por su parte, el CP2 está correlacionada significativa y negativamente con el colibrí berilo (*Amazilia beryllina*), la tortolita cola larga (*Columbina inca*), el gorrión doméstico (*Passer domesticus*), el pavito migratorio (*Setophaga ruticilla*) y el saltapared cola larga (*Thryomanes bewickii*), especies que conforman el ensamblaje de las zonas A2 y A8 por su posición en la ordenación (fig. 4.6 y tabla 4.4). En ninguna de las dimensiones se encontraron correlaciones positivas significativas con el número promedio de avistamientos por día por especie.

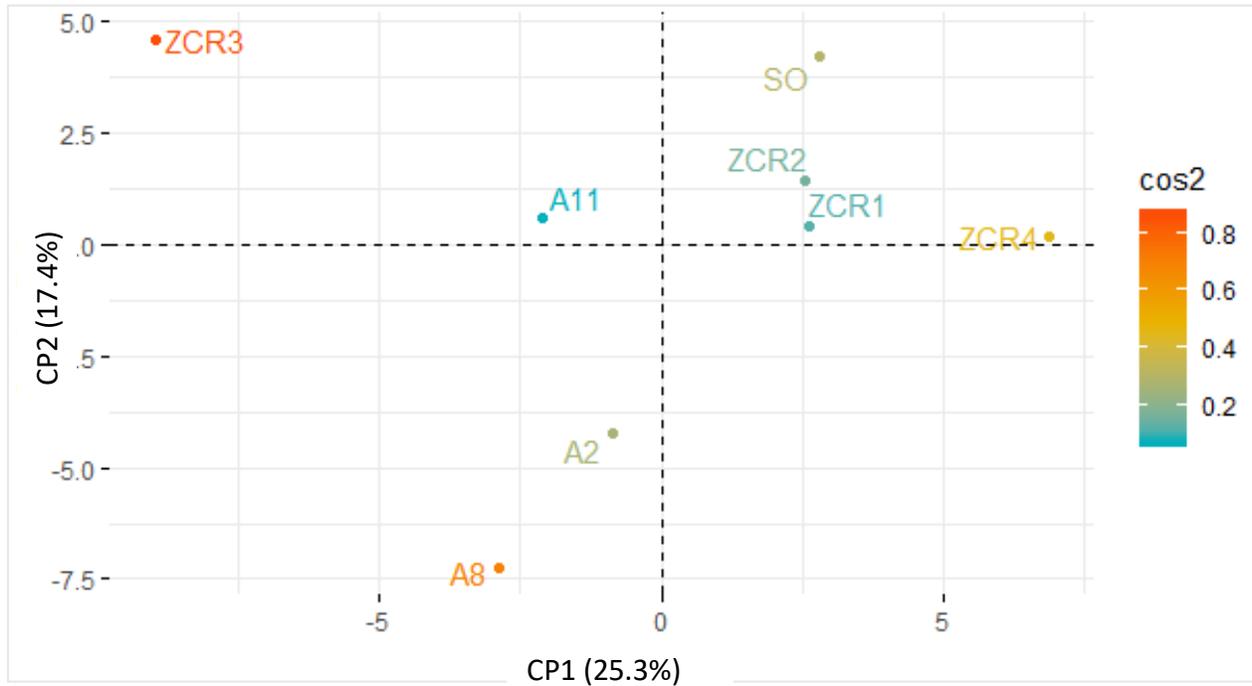


Figura 4.5. Ordenamiento resultante del análisis de componentes principales realizado con el número promedio de avistamientos de aves por día por zona de cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y de cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

El análisis de ordenación de Bray-Curtis (fig. 4.7) confirma lo obtenido por el ACP, donde la zona sujeta a restauración SO presenta una menor disimilitud con las zonas ZCR1, ZCR2 y ZCR4. Por otro lado, las zonas sujetas a restauración A2, A8 y A11 presentan la menor disimilitud junto con la zona conservada ZCR3.

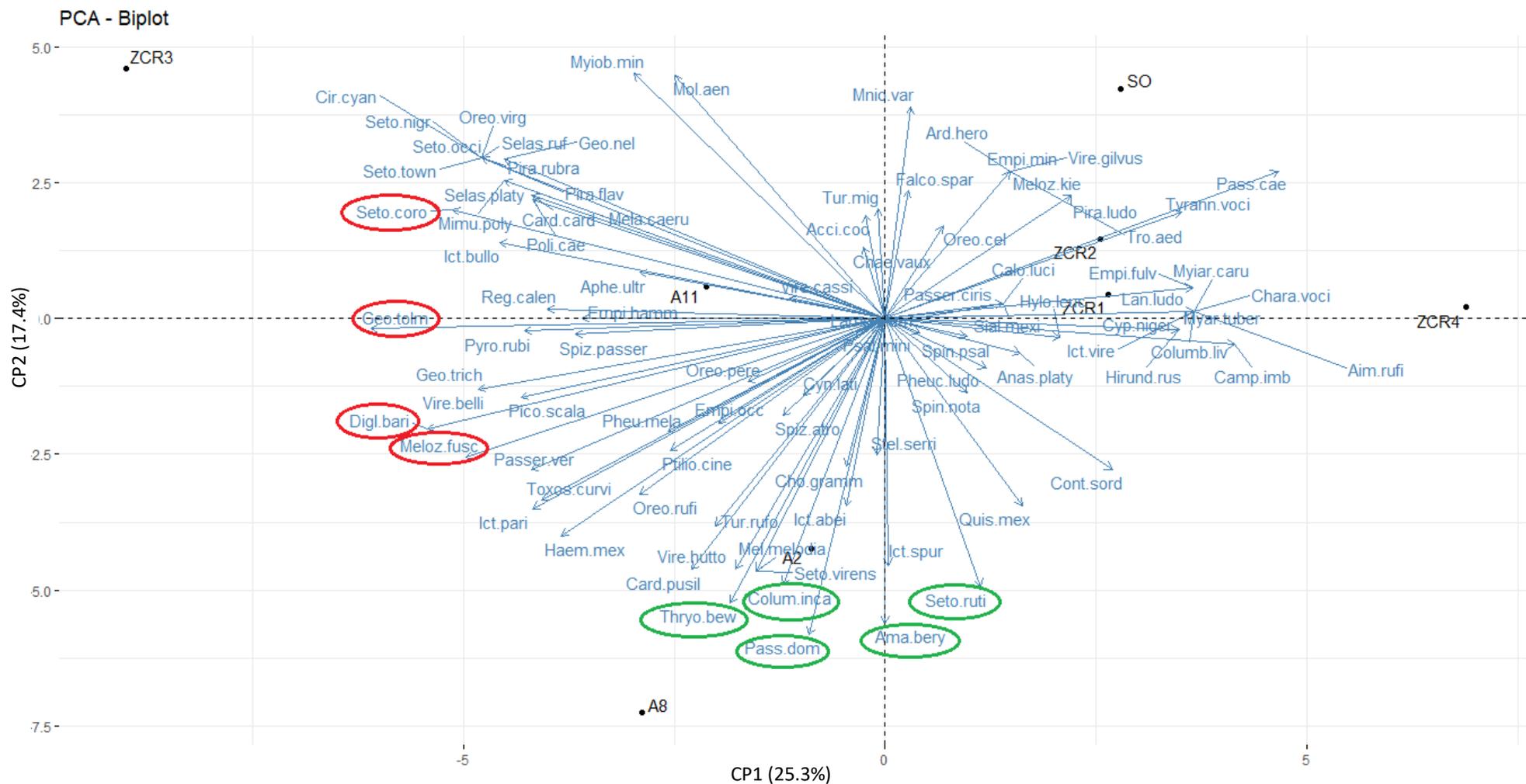


Figura 4.6. Ordenamiento resultante de la correlación de cada variable (especies de aves) con los dos primeros componentes principales basado en el número promedio de avistamientos de aves por día por zona de cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y de cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. Se encierran en rojo las variables significativamente correlacionadas con el CP1, y en verde las variables significativamente correlacionadas con el CP2.

Tabla 4.4. Índices de correlación entre las variables (especies de aves) y los dos primeros componentes del análisis de componentes principales (CP1 y CP2). Los valores en negritas indican valores significativos con $P < 0.05$ (*) o $P < 0.01$ (**) (g.l. = 6). Las variables no representadas no tuvieron correlación significativa con ninguno de los dos primeros componentes principales.

Especies	CP1	CP2
<i>Amazilia beryllina</i>	-0.000	-0.884**
<i>Columbina inca</i>	-0.190	-0.771*
<i>Setophaga coronata</i>	-0.807*	0.315
<i>Diglossa baritula</i>	-0.854**	-0.320
<i>Geothlypis tolmiei</i>	-0.960**	-0.030
<i>Passer domesticus</i>	-0.141	-0.916**
<i>Melospiza fusca</i>	-0.783*	-0.403
<i>Setophaga ruticilla</i>	0.179	-0.778*
<i>Thryomanes bewickii</i>	-0.289	-0.825*

De las 92 especies de aves encontradas, 15 se encuentran en todas las zonas evaluadas (e.g. *Amazilia beryllina*, *Picoides scalaris*, *Hirundo rustica*), 16 son exclusivas de las zonas conservadas de referencia como *Piranga rubra*, *Accipiter cooperii* y *Circus cyaneus*, una especie es exclusiva de la zona A11 (*Vireo cassini*), la zona SO tuvo seis especies no compartidas (e.g. *Melospiza kieneri*, *Empidonax minimus*, *Piranga ludoviciana*), mientras que las zonas A2 y A8 no presentaron especies exclusivas (ver tabla 4.5 y fig. 4.8).

Composición de especies de aves

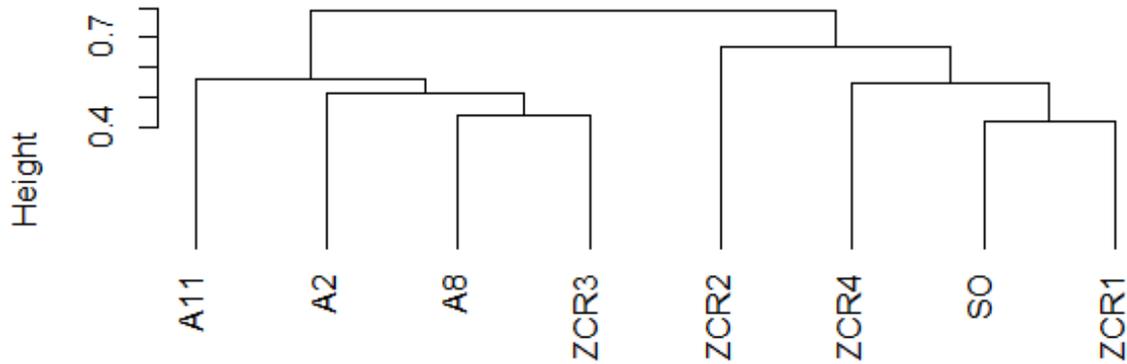


Figura 4.7. Dendrograma resultante del coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis realizado con las especies de aves en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1-ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Tabla 4.5. Especies de aves exclusivas y compartidas de cada una de las zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y las zonas conservadas de referencia (ZCR1-ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Zona	Especies de aves	
Zonas conservadas de referencia (ZCCRR)	<i>Accipiter cooperii</i> , <i>Icteria virens</i> , <i>Charadrius vociferus</i> , <i>Cypseloides niger</i> , <i>Aimophila ruficeps</i> , <i>Myiarchus cinerascens</i> , <i>Circus cyaneus</i> , <i>Setophaga townsendi</i> , <i>Selasphorus rufus</i> , <i>Setophaga nigrescens</i> , <i>Oreothlypis virginiae</i> , <i>Columba livia</i> , <i>Myiarchus tuberculifer</i> , <i>Setophaga occidentalis</i> , <i>Piranga rubra</i> y <i>Piranga flava</i> .	Exclusivas
A11	<i>Vireo cassini</i> .	
SO	<i>Melospiza kieneri</i> , <i>Vireo gilvus</i> , <i>Empidonax minimus</i> , <i>Ardea herodias</i> , <i>Piranga ludoviciana</i> y <i>Troglodytes aedon</i> .	
A2, A8, A11, SO y zonas conservadas de referencia.	<i>Hirundo rustica</i> , <i>Passer domesticus</i> , <i>Geothlypis tolmiei</i> , <i>Icterus parisorum</i> , <i>Turdus rufopalliatu</i> s, <i>Carduelis psaltria</i> , <i>Melospiza fusca</i> , <i>Wilsonia pusilla</i> , <i>Amazilia beryllina</i> , <i>Ptiliogonys cinereus</i> , <i>Pyrocephalus rubinus</i> , <i>Haemorhous mexicanus</i> , <i>Cyananthus latirostris</i> , <i>Picoides scalaris</i> y <i>Poliioptila caerulea</i> .	Compartidas

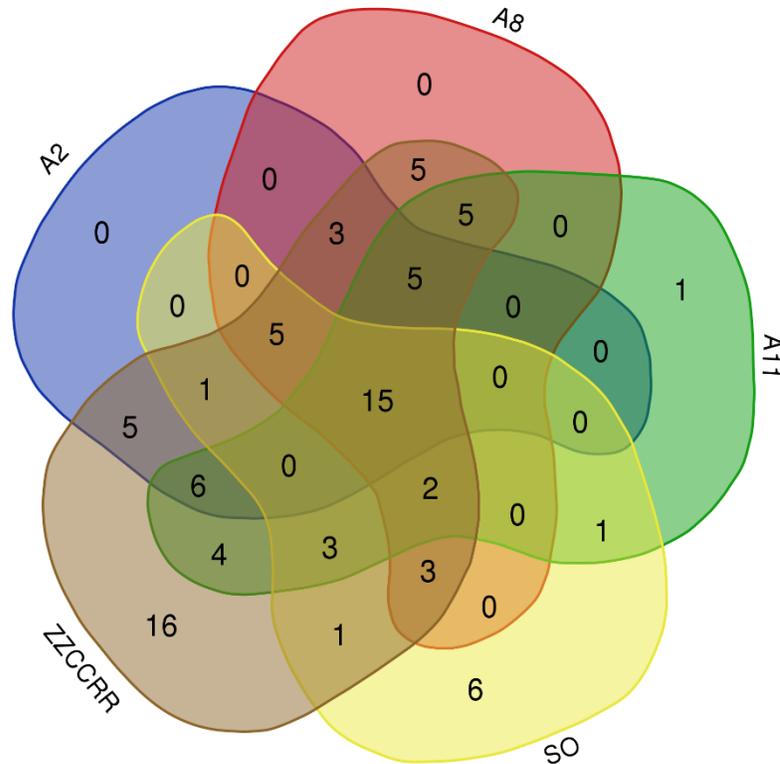


Figura 4.8. Diagrama de Venn que representa el número de especies de aves exclusivas y compartidas en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1-ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

La frecuencia relativa de avistamientos para cada actividad dependió significativamente de los sitios al comparar las ZZCRR con A2 ($\chi^2=40.04$, g.l.=3, $P<0.001$) y con A11 ($\chi^2=60.25$, g.l.=3, $P<0.001$), pero no con A8 ($\chi^2=7.59$, g.l.=3, $P > 0.05$), ni con SO ($\chi^2=3.33$, g.l.=3, $P > 0.05$). Las actividades registradas con más frecuencia que la esperada fueron la percha para las zonas A2 (52.4%) y A11 (62.3%), y el forrajeo para las zonas conservadas de referencia (54.4%) en ambos casos (fig. 4.9).

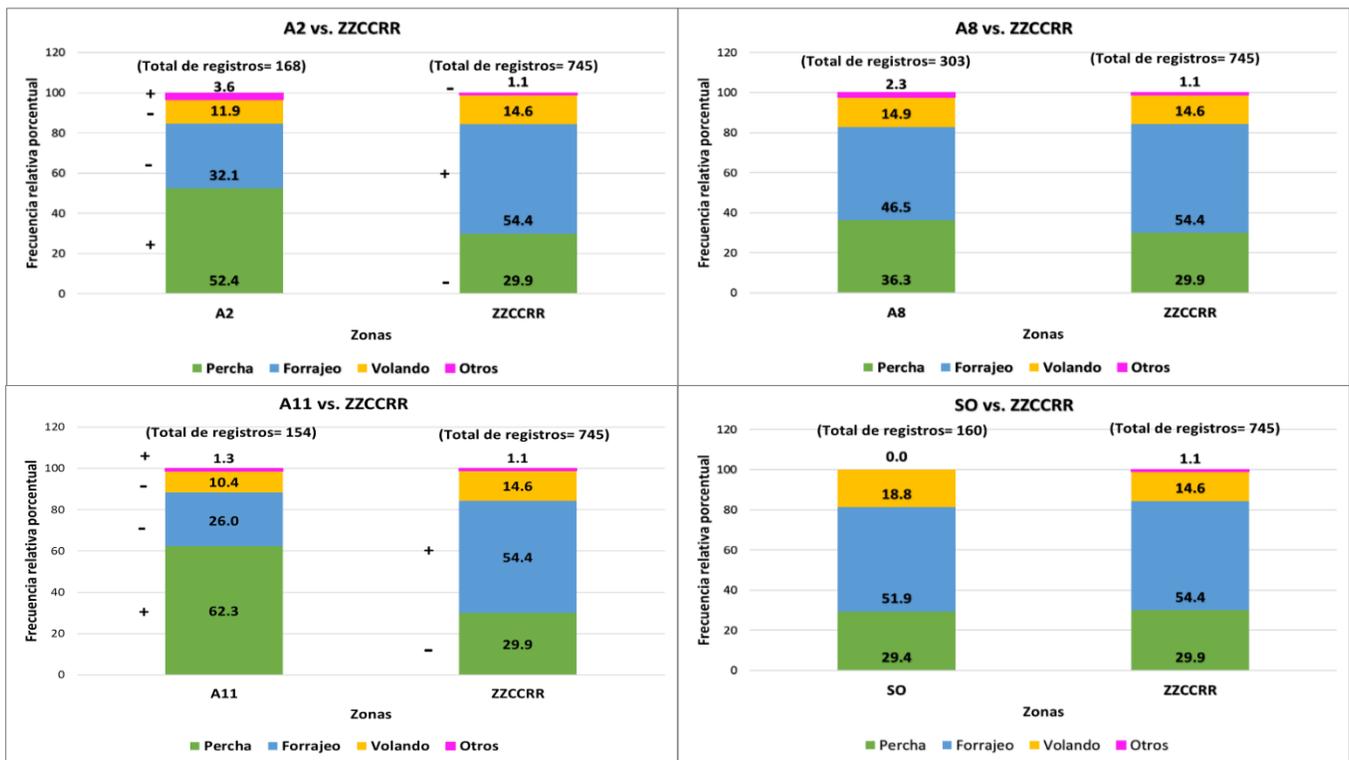


Figura 4.9. Frecuencia relativa porcentual de los avistamientos de las actividades realizadas en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. A2 vs. ZZCRR: $\chi^2=40.04$, g.l.=3, $P<0.001$; A11 vs. ZZCRR: $\chi^2=60.25$, g.l.=3, $P<0.001$.

Por otra parte, se encontró que la frecuencia de avistamientos de cada gremio dependió significativamente del sitio al comparar las ZZCRR con cada sitio sujeto a restauración por separado (A2 vs. ZZCRR: $\chi^2=48.11$, g.l.=3, $P<0.05$; A11 vs. ZZCRR: $\chi^2=13.5$, g.l.=3, $P<0.05$; SO vs. ZZCRR: $\chi^2=10.6$, g.l.=3, $P<0.05$), excepto en A8 ($\chi^2=7.24$, g.l.=3, $P > 0.05$).

Los avistamientos de frugívoros y nectarívoros en A2 fueron significativamente mayores a lo esperado, mientras que en A11 los granívoros tuvieron una frecuencia relativa significativamente mayor a lo esperado y los frugívoros menor a lo esperado. La zona SO, por su parte, presentó menor número de avistamientos de insectívoros respecto a lo esperado (fig. 4.10).

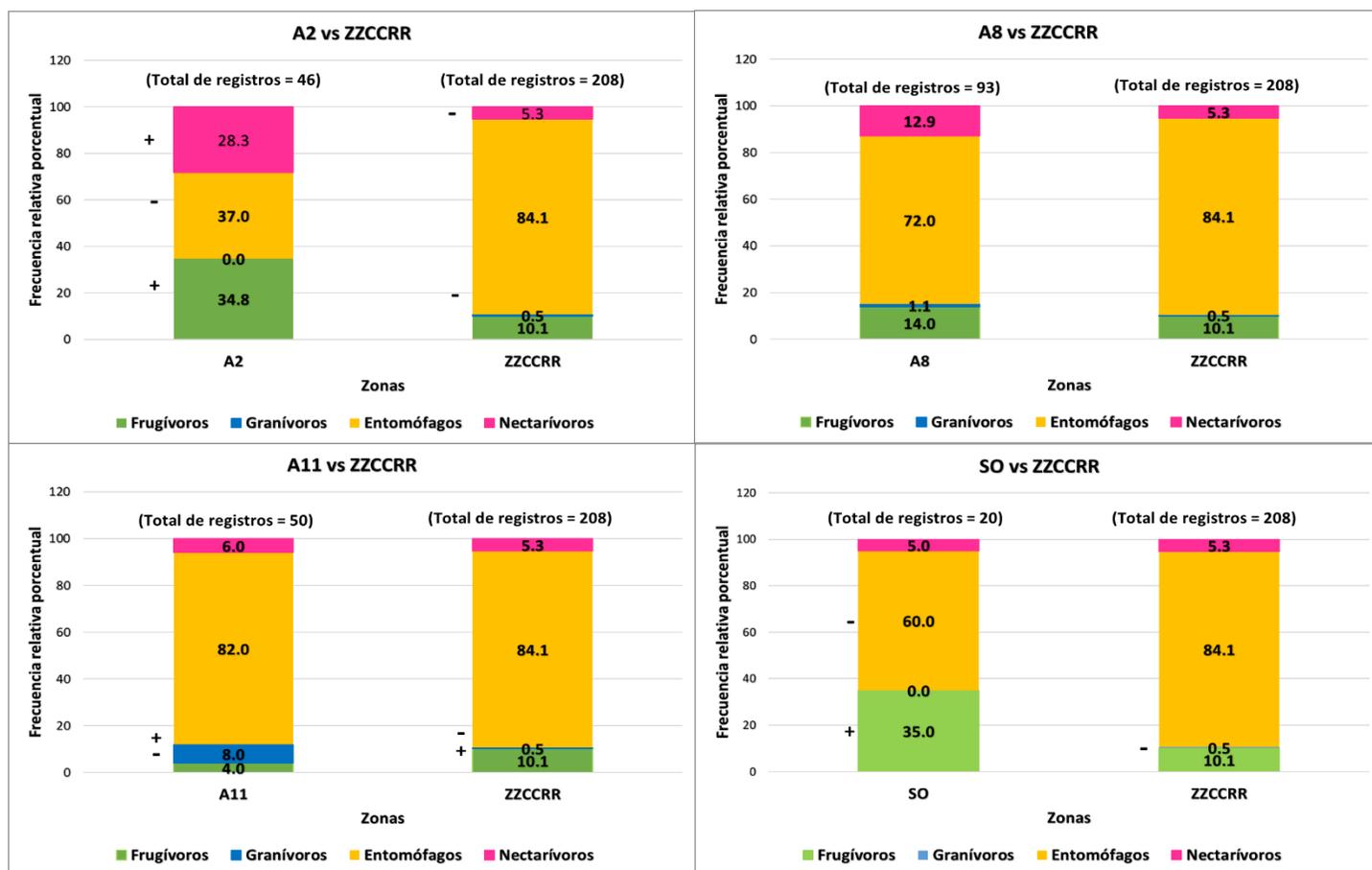


Figura 4.10. Frecuencia relativa porcentual de los avistamientos de cada grupo trófico (gremio) en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. A2 vs. ZZCRR: $\chi^2=48.11$, g.l.=3, $P<0.05$; A11 vs. ZZCRR: $\chi^2=13.5$, g.l.=3, $P<0.05$; SO vs. ZZCRR: $\chi^2=10.6$, g.l.=3, $P<0.05$.

La frecuencia de avistamientos de cada especie de aves también dependió significativamente del sitio al comparar las ZZCRR con cada sitio sujeto a restauración en

todos los casos (A2 vs. ZZCRR: $\chi^2=125.07$, g.l.=5, $P<0.001$; A8 vs. ZZCRR: $\chi^2=20.83$, g.l.=5, $P<0.05$; A11 vs. ZZCRR: $\chi^2=128.79$, g.l.=5, $P<0.001$; SO vs. ZZCRR: $\chi^2=41.41$, g.l.=5, $P<0.01$; fig. 4.11). Las especies con mayor frecuencia observada que la esperada en la zona A2 fueron el pinzón mexicano (*Haemorrhous mexicanus*) (14.4%) y el capulinero gris (*Ptiliogonys cinereus*) (14.0%) (fig. 4.11). En A8, el sastrecillo (*Psaltriparus minimus*) (26.8%) presentó una frecuencia de avistamientos significativamente menor a la esperada, pero el pinzón mexicano tuvo una mayor frecuencia de avistamientos que la esperada (10.9%) (fig. 4.11).

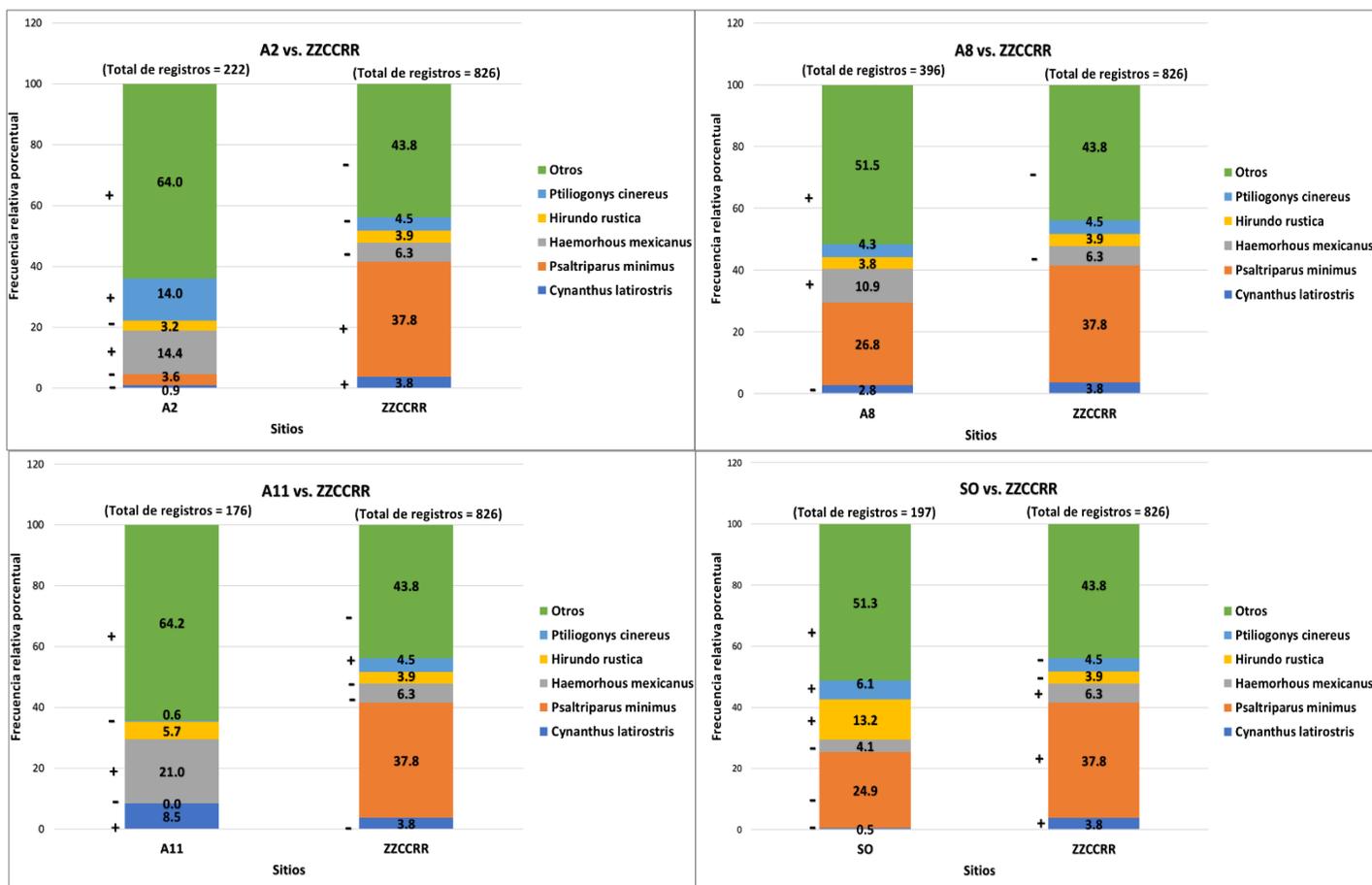


Figura 4.11. Frecuencia relativa porcentual de los avistamientos de cada especie en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) y en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. A2 vs. ZZCRR: $\chi^2=125.07$, g.l.=5, $P<0.001$; A8 vs. ZZCRR: $\chi^2=20.83$, g.l.=5, $P<0.05$; A11 vs. ZZCRR: $\chi^2=128.79$, g.l.=5, $P<0.001$; SO vs. ZZCRR: $\chi^2=41.41$, g.l.=5, $P<0.01$.

En A11, *H. mexicanus* (21%) también resultó ser la especie con una frecuencia de avistamientos mayor a la esperada, y en esta zona no se observó la presencia de *P. minimus* (fig. 4.11). En SO, el sastrecito tuvo una frecuencia relativa de observación (24.9%) menor a la esperada, mientras que la golondrina tijereta (*Hirundo rustica*) registró una frecuencia (13.2%) significativamente mayor a la esperada.

En dos casos, las ZZCCRR registraron una frecuencia observada de *P. minimus* mayor a la esperada y, éstas al compararse con SO registraron mayor frecuencia observada que esperada de *H. mexicanus* (6.3%) (fig. 4.11; véase anexo 2)

4.2. Análisis de interacciones planta-ave

La red bimodal de interacción planta-ave de las zonas conservadas de referencia estuvo compuesta por 67 especies de aves y 29 especies de plantas (fig. 4.12). La red está formada de apenas 332 interacciones recíprocas de un total de 1943 interacciones posibles, lo que constituye un nivel de conectividad de 17.1%. La diversidad de interacción fue de 0.388, lo que habla de una red generalista. El anidamiento obtenido fue de 0.628 significativamente distinto a lo esperado por el azar ($P < 0.001$). En cuanto a la modularidad, no se encontraron diferencias significativas con respecto a lo esperado ($M = 0.455$, número de módulos = 7; $P = 1.0$) (tabla 4.6). Las especies de aves que se encuentran en el núcleo de la red de las zonas conservadas de referencia fueron *H. mexicanus*, el Colibrí pico aho (*Cyananthus latirostris*), *P. minimus*, el Jilguerito dominico (*Spinus psaltria*), la Mirlo primavera (*Turdus migratorius*), *P. cinereus*, el Picogordo azul (*Passerina caerulea*)

y el Papamoscas pecho canela (*Empidonax fulvifrons*); las plantas núcleo según la red de interacciones son el eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*), el tepozán (*Buddleia cordata*) y el pirul (*Schinus molle*) (tabla 4.7).

La red de interacciones en la zona A2 tuvo 39 especies de aves y 18 especies de plantas (fig. 4.13). El total de interacciones posibles es de 702 y de éstas, se observó el 12.9% (90 interacciones recíprocas). La diversidad de interacción fue de 0.333, al igual que las ZZCCRR, es una red generalista. El anidamiento fue significativamente diferente a lo esperado por azar (NODF = 0.99; $P < 0.05$), mientras que la modularidad fue de 0.423 (número de módulos = 7; $P = 0.92$).

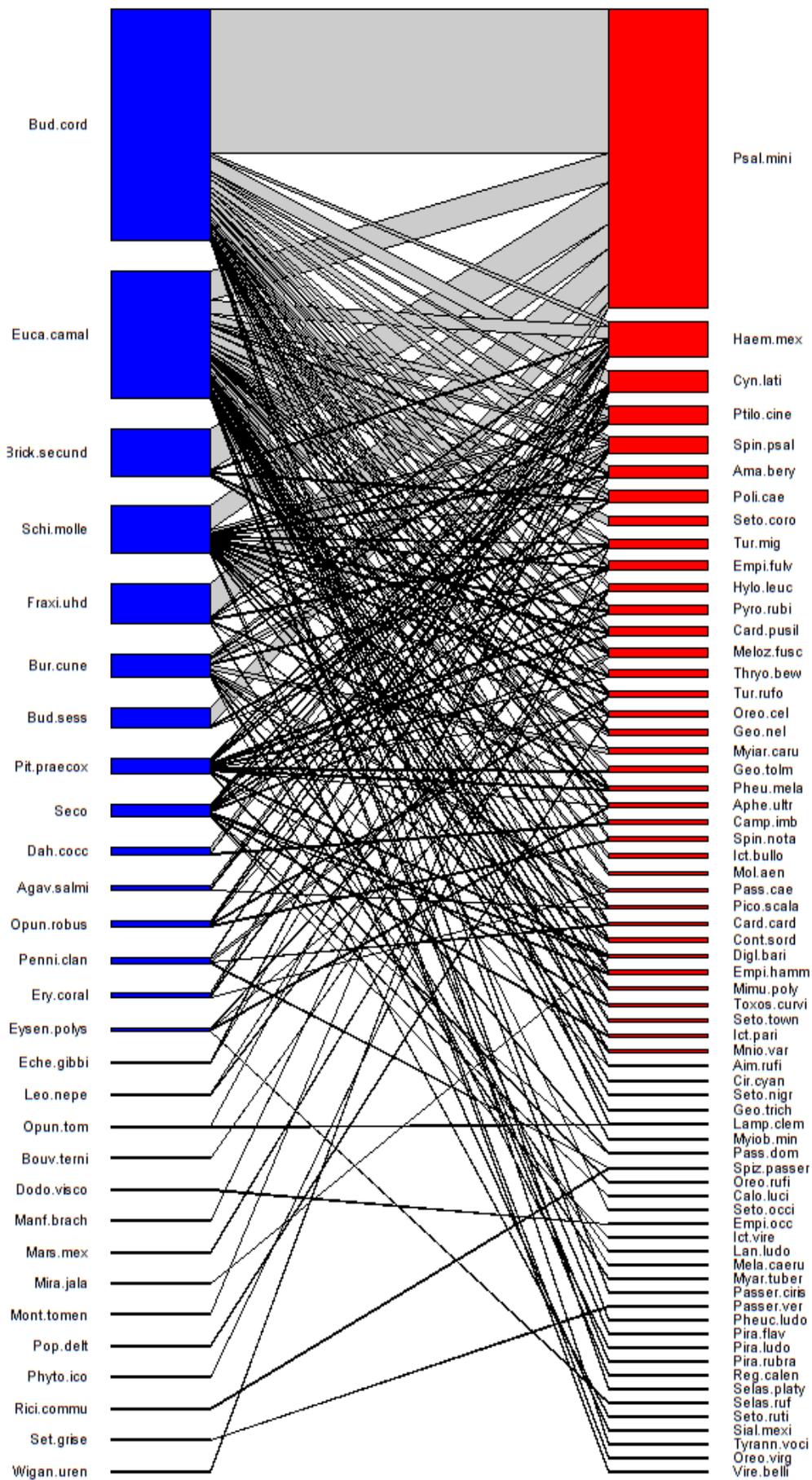


Figura 4.12. Red de interacciones planta-ave en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. En azul se indican las especies de plantas, en rojo las especies de aves. Significado de los símbolos en el Anexo 3.

Tabla 4.6. Índices descriptivos de las redes de interacciones planta-ave en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) y en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) de la REPSA. Los valores en negritas indican diferencias significativas con respecto a las ZZCCRR con $P < 0.05$ (*) o $P < 0.01$ (**) (g.l. = 3). Los cuadros sombreados de naranja indican, para el anidamiento y la modularidad, que hay diferencias significativas contra lo esperado al azar.

Índice	ZZCCRR	A2	A8	A11	SO
Conectividad (C)	0.171	0.129	0.149	0.095	0.148
Diversidad de interacción (H ₂)	0.388	0.333	0.334	0.459	0.379
Anidamiento (NODF)	0.628	0.99	1.45**	0.75	0.76
Modularidad (M)	0.455	0.423	0.382*	0.524*	0.476

Tabla 4.7. Especies clave de aves y de plantas de las redes de interacciones planta-ave en cuatro zonas conservadas de referencia (ZCR1- ZCR4) y en cuatro zonas sujetas a restauración (A2, A8, A11 y SO) de la REPSA.

Componente	Especies clave (núcleo)	ZZCCRR	A2	A8	A11	SO
Aves	<i>Amazilia beryllina</i>		X	X	X	
	<i>Aphelocoma ultramarina</i>				X	
	<i>Cardellina pusilla</i>			X	X	X
	<i>Columbina inca</i>		X			
	<i>Cyananthus latirostris</i>	X		X	X	
	<i>Spinus psaltria</i>	X				
	<i>Empidonax fulvifrons</i>	X				
	<i>Haemorhous mexicanus</i>	X	X	X	X	X
	<i>Passerina caerulea</i>	X				
	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	X	X			
	<i>Passer domesticus</i>		X	X		
	<i>Psaltriparus minimus</i>	X		X		X
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>					X
	<i>Spizella passerina</i>				X	
<i>Turdus migratorius</i>	X					
<i>Turdus rufopalliatus</i>			X			X
Plantas	Árboles en pie secos			X		
	<i>Buddleja cordata</i>	X	X	X	X	X
	<i>Eucaliptus camaldulensis</i>	X	X		X	X
	<i>Leonotis nepetifolia</i>			X		
	<i>Pittocaulon praecox</i>		X			
	<i>Schinus molle</i>	X		X		X

En A8, por su parte, hubo un total de 38 especies de aves y 22 especies de plantas lo que constituye 836 interacciones posibles; sin embargo, se obtuvo una conectividad de 14.9%, esto es, 124 interacciones observadas (fig. 4.14). La diversidad de interacción fue de 0.339. Se obtuvo un valor de anidamiento de 1.45 que no fue significativamente distinto con respecto a lo esperado ($P = 0.08$); en tanto que un valor de modularidad esperado al azar ($M = 0.382$, número de módulos = 5; $P = 0.835$).

Por otro lado, en A11 hay 735 interacciones posibles (35 especies de aves y 21 especies de plantas); sin embargo, su conectividad es de 9.5% (fig. 4.15). El nivel de especialización de la red fue bajo ($H_2 = 0.459$); el anidamiento fue 0.75 ($P < 0.001$), y la modularidad de 0.524 (número de módulos = 8; $P = 0.766$). En el caso de la zona SO, la conectividad también fue baja, donde se observaron 71 interacciones de las 481 posibles, esto es, 14.8%. El grado de especialización fue 0.379. Los índices de anidamiento y modularidad fueron 0.76 ($P > 0.05$) y 0.476 ($P = 0.585$), respectivamente.

Se obtuvo que *H. mexicanus* es una especie predominante en el núcleo de la red para todas las zonas evaluadas, por lo que su pérdida podría causar desestabilidad en las redes de estas áreas. Por su parte, el eucalipto toma un papel importante para todas las zonas, excepto para A8 (que no presenta eucaliptos). El tepozán es una especie presente en el núcleo de la red para las zonas conservadas de referencia, A2, A8 y A11. Los árboles secos en pie también forman parte importante de algunas redes como en A8 y SO (tabla 4.7).

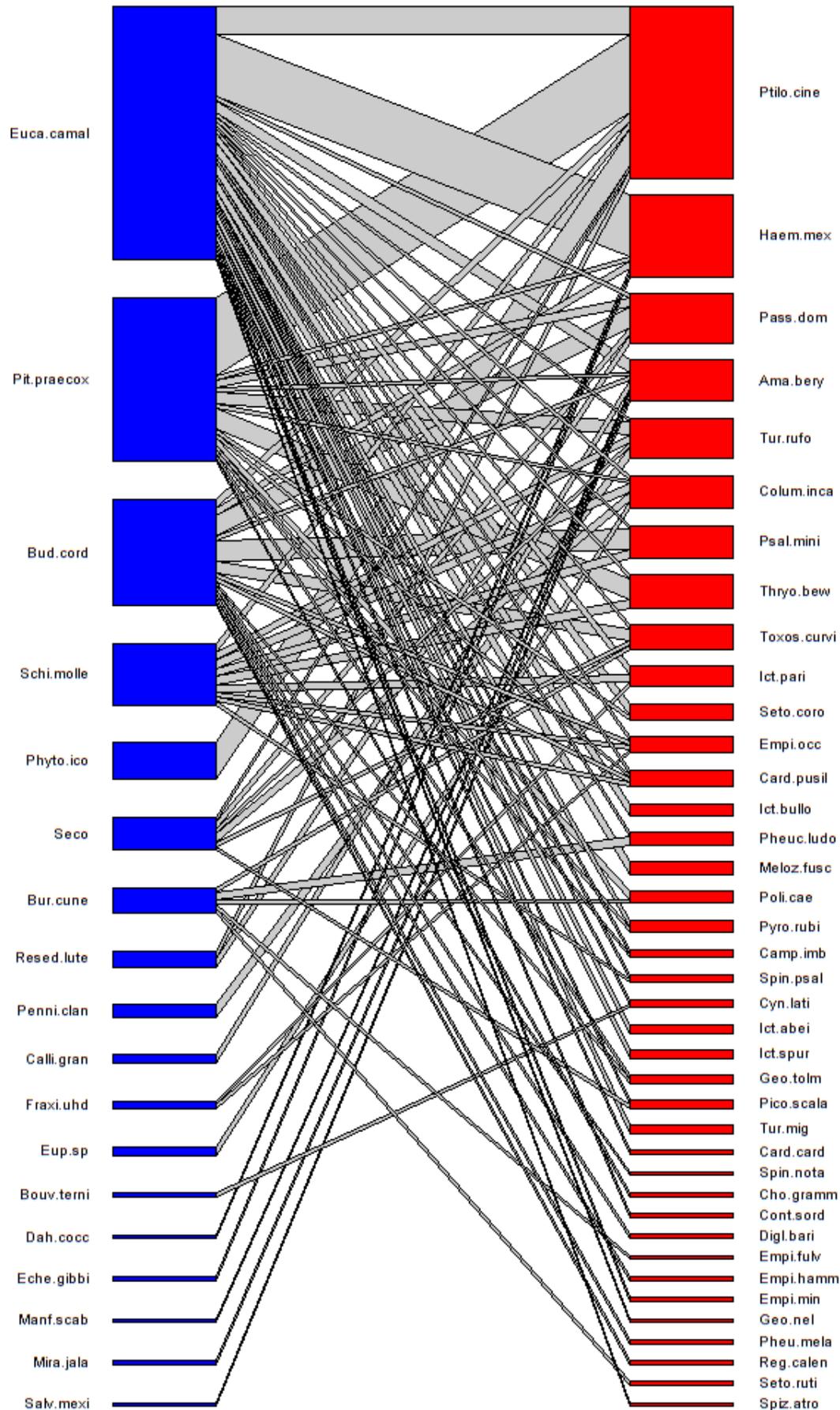


Figura 4.13. Red de interacciones planta-ave en la zona sujeta a restauración A2 de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. En azul se indican las especies de plantas, en rojo las especies de aves. Significado de los símbolos en el Anexo 3.

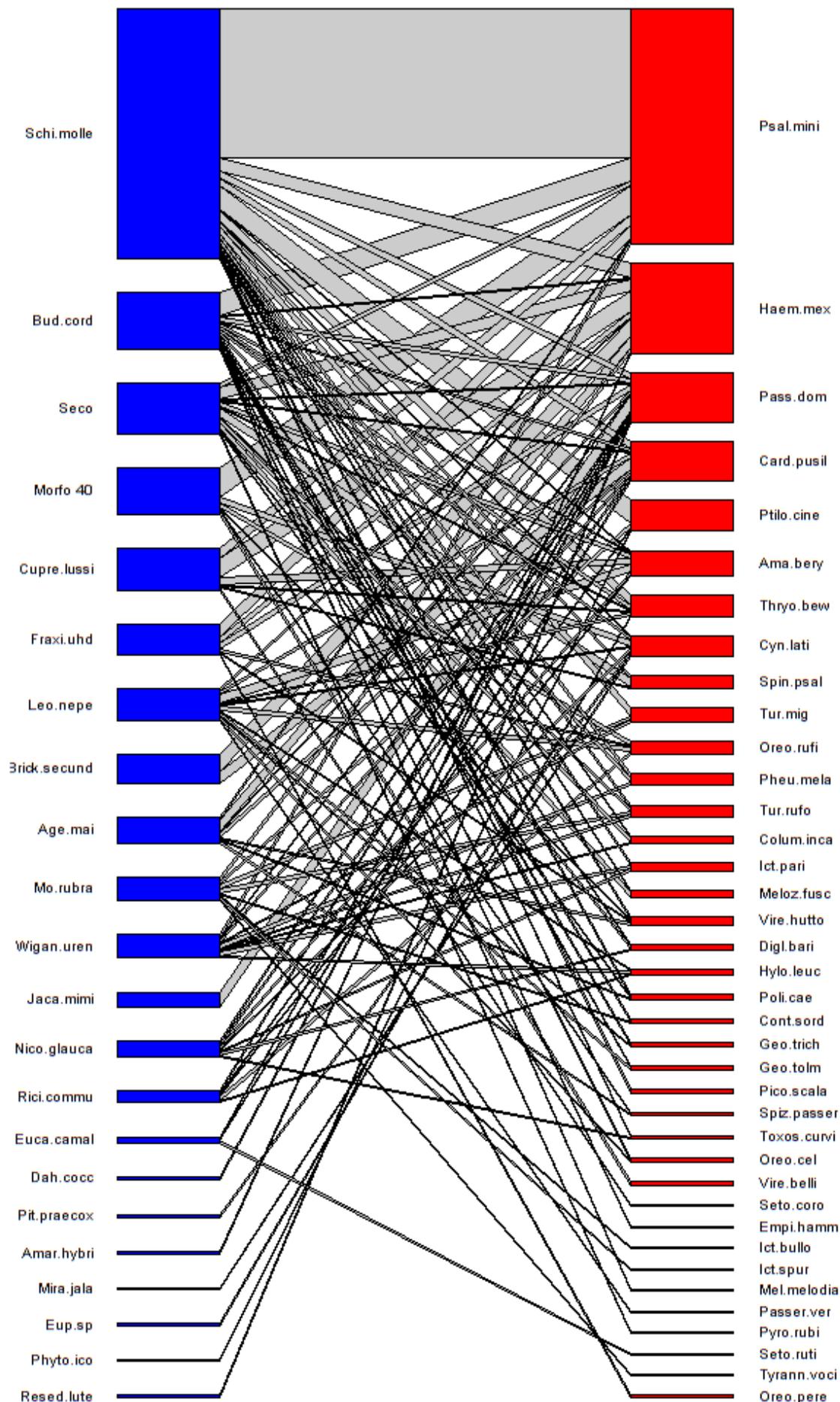


Figura 4.14. Red de interacciones planta-ave en la zona sujeta a restauración A8 de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. En azul se indican las especies de plantas, en rojo las especies de aves. Significado de los símbolos en el Anexo 3.

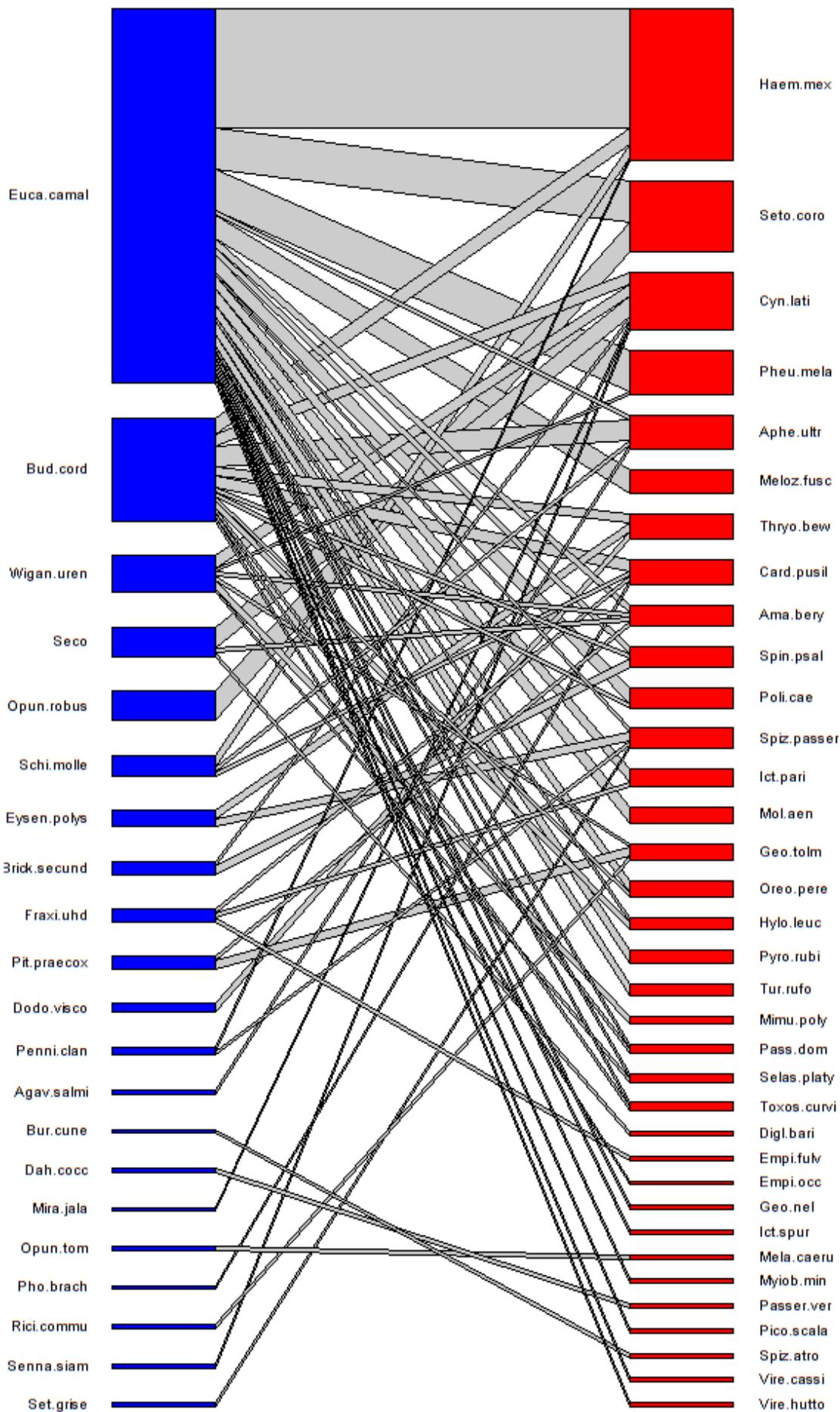


Figura 4.15. Red de interacciones planta-ave en la zona sujeta a restauración A11 de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. En azul se indican las especies de plantas, en rojo las especies de aves. Significado de los símbolos en el Anexo 3. 53

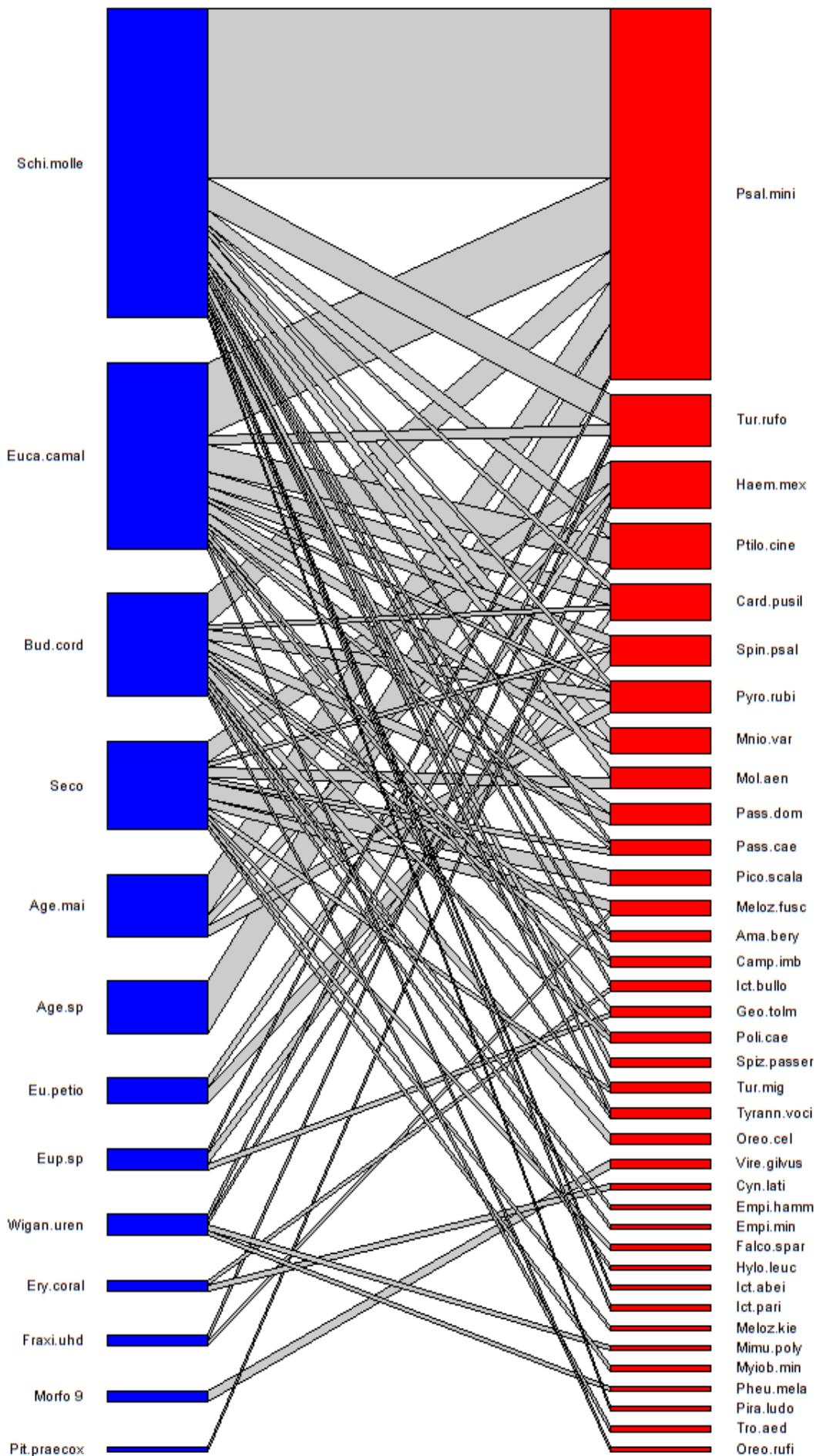


Figura 4.16. Red de interacciones planta-ave en la zona sujeta a restauración SO de la REPSA. Datos obtenidos de marzo de 2018 a marzo de 2019. En azul se indican las especies de plantas, en rojo las especies de aves. Significado de los símbolos en el Anexo 3.

5. DISCUSIÓN

5.1. Las zonas conservadas de referencia registraron menor riqueza y diversidad de aves

Las zonas conservadas de referencia presentaron en general riqueza e índices de diversidad de aves menores a los de las zonas sujetas a restauración, y esto se puede deber a tres razones principales a) la heterogeneidad espacial, la cual es producto de las diferencias de formas y alturas de las especies vegetales; b) el efecto de borde, definido como la alteración ecológica ligada al abrupto desarrollo de bordes por la fragmentación de un ecosistema (Didham *et al.*, 1998); y c) el disturbio intermedio, según se expone a continuación.

El matorral xerófilo de la REPSA se caracteriza por presentar principalmente estratos arbustivos y herbáceos, y una pobreza de elementos arbóreos (Castillo-Argüero *et al.*, 2009; Santibáñez-Andrade *et al.*, 2009). Aunado a ello, Estañol-Tecuatl (2014) destaca que las zonas conservadas de referencia tienen poca variabilidad espacial. Las zonas sujetas a restauración presentan eucaliptos que proveen mayores alturas con diferentes abundancias (González-Jaramillo, 2018). Esta característica les ofrece una mayor disponibilidad de espacios a las aves para el forrajeo, sitios dónde anidar y refugios ante los depredadores (Lee y Rotenberry, 2005). La ZCR3 registra presencia de eucaliptos y un estrato arbóreo bastante alto (González-Jaramillo, 2018), lo que la hace diferir del resto de las zonas conservadas de referencia y de esta manera mantiene una heterogeneidad espacial suficiente para residir a la mayor diversidad de aves de todas las zonas estudiadas (tabla 4.1). A la ZCR3 se le consideró como una zona conservada debido a que el estudio

de Estañol-Tecuatl y Cano-Santana (2017) mostró que la composición vegetal no era distinta al de otras zonas conservadas.

Hay que enfatizar que una mayor diversidad no es sinónimo de integridad y funcionalidad de un ecosistema, y el caso de este estudio es un claro ejemplo. Donde hay mayor cobertura de eucaliptos, hay mayor diversidad de aves (tabla 4.1), sin embargo, se sabe que los árboles del género *Eucalyptus* pueden provocar una continua pérdida de nutrientes y agua del suelo debido a sus requerimientos (Liu y Li, 2010). Además, su corteza es inflamable y, por lo tanto, sus plantaciones son muy vulnerables a los incendios (Veiras y Soto, 2011). Se ha registrado que el follaje de los eucaliptos provoca que la entrada de luz hacia el sotobosque disminuya, y en consecuencia ocurre una lenta descomposición de sus hojas formando una capa que afecta a la germinación de las semillas de la flora nativa (Segura-Burciaga y Meave, 2001). Este efecto es confirmado por un estudio reciente de Morelos-Rebollar (2019), donde la remoción de los eucaliptos favorece al incremento de plantas nativas de la REPSA. Aunado a ello, la respuesta de las aves ante los disturbios puede variar por muchos factores que se deben considerar al momento de interpretar los efectos de la restauración en las aves. Entre ellos, los rasgos específicos de las especies, la severidad del disturbio (Asefa *et al.*, 2017), la ubicación y geometría de los sitios restaurados, las características de la vegetación (Lindenmayer *et al.*, 2010; Mandal y Shankar, 2016), el tamaño de los sitios restaurados y la escala de tiempo del estudio (Ortega-Álvarez y Lindig-Cisneros, 2012).

Por otro lado, una mayor riqueza y diversidad también pueden estar relacionadas con el efecto de borde, pues el intermedio entre dos tipos de ecosistemas puede contener

especies que pertenezcan a ambas comunidades. Además, algunas especies tanto de plantas como de aves pueden encontrar diferentes condiciones en los bordes que quizá ofrezcan recursos que sean raros o inexistentes en el hábitat, y mejores condiciones de luz, espacio y temperatura (Baker *et al.*, 2002; Ries y Sisk, 2004). Las zonas sujetas a restauración A2, A8 y A11, así como la ZCR3 presentan dicho efecto de borde debido a que o se encuentran en camellones (A2 y A8) o se ubican en las orillas de la Reserva (A11 y ZCR3; fig. 3.1).

El disturbio intermedio es aquella hipótesis que formula que se alcanzan niveles máximos de diversidad en una comunidad con intensidades medias de disturbio, debido a la disminución de competencia y a la variabilidad de nichos, hábitats y recursos que puede ofrecer (Connell, 1978). Las zonas sujetas a restauración pueden brindar dichas condiciones debido a los continuos disturbios que son sometidos por la remoción de plantas exóticas, el retiro de basura orgánica e inorgánica, así como la adición de sustrato basáltico y la introducción de plantas nativas (San José-Alcalde, 2010; Estañol-Tecuatl, 2014; Farfán-Beltrán, 2016; Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017; González-Jaramillo, 2018). Este tipo de disturbio puede ofrecer recursos que serán aprovechados fácilmente, al contrario de los disturbios causados por actividades antropogénicas que modifican al sistema de manera tal que pierde la capacidad de regeneración y trae como consecuencia su degradación (Vega y Peters, 2003).

5.2. Las acciones de restauración

Entre las zonas en proceso de restauración, destaca SO que posee una mayor similitud en cuanto a riqueza, diversidad y composición de especies de aves con las ZZCCRR. Como ya se mencionó, las aves responden ciertamente a la composición y heterogeneidad espacial (Bojorges-Baños y López-Mata, 2006). El estudio realizado por Estañol-Tecuatl (2014), determinó que la zona SO es la zona más parecida a las zonas conservadas de referencia. Esto sugiere que la adición de roca basáltica es el método más influyente que contribuye al restablecimiento de la vegetación y, por lo tanto, a la composición y estructura de la comunidad de aves, las cuales responden de manera similar a las zonas conservadas de referencia (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017).

La zona A11, por su parte, únicamente muestra semejanza con la ZCR3, lo cual puede deberse a que se encuentran aledañas entre sí. Por lo tanto, las aves pueden ocupar recursos de ambos sitios de manera indistinta en ambas zonas. Además, las dos zonas se caracterizan por la presencia de eucaliptos, árboles preferidos por muchas de las aves de la REPSA debido a que ofrecen espacios para el forrajeo, la percha y el anidamiento (San José-Alcalde, 2010; San José-Alcalde *et al.*, 2010; Suddjian, 2004; Wolf y DiTomaso, 2016).

En ambas zonas se encontraron asociadas a diferentes especies de aves según su posición en los ejes de ordenación con una correlación significativa al CP1 (fig. 4.6). Estas especies tienen una biología que hace considerar que A11 se encuentra en transición entre ser un espacio conservado y un espacio que se ve afectado por los efectos de la urbanización. Tal como es el caso de (1) *Setophaga coronata*, que responde a la disponibilidad de alimentos

(Borgmann *et al.*, 2004); (2) *Geothlypis tolmiei*, que se ha observado que responde positivamente al incremento del hábitat con matorrales (URMCC, 2008); (3) *Diglossa baritula* no se ve afectada por los disturbios (Ugalde-Lezama, 2009); y (4) *Melospiza fusca* es una especie beneficiada por la urbanización (Ramírez-Albores, 2008). Con esto, se considera que los procesos de restauración en dicha zona han favorecido a ofrecer un espacio sano para aves como *D. coronata* y *O. tolmiei*; sin embargo, no lo es completamente por la presencia de especies asociadas a la urbanización. Por lo que se puede hablar de una restauración parcial, lo cual coincide con lo que González-Jaramillo (2018) encontró referente a la vegetación. Quizá sea conveniente introducir una mayor cantidad de rocas basálticas para favorecer a la vegetación y, por ende, a la avifauna, pues se observó que es una de las medidas de restauración más influyente dentro de la Reserva.

Las zonas A8 y A2 se ubicaron en un cuadrante distinto al resto de los sitios evaluados según la ordenación (fig. 4.5). Lo que hizo distinguir su condición de camellón y se encuentran en constante disturbio por la cercanía con las actividades humanas. El análisis de correlación obtenido (fig. 4.6) muestra que las especies de aves asociadas a estos camellones (*Columbina inca*, *Passer domesticus*, *Setophaga ruticilla* y *Thryomanes bewickii*) se distinguen por ser generalistas e indicadoras de alto grado de urbanismo (Lent y Capen, 1995; Almazán-Núñez y Hinterholzer-Rodríguez, 2010; Farwell y Marzluff, 2013), a excepción del colibrí *Amazilia beryllina*, un ave que se ubica más en bosques conservados. Sin embargo, parece que la urbanización no le afecta tanto como a otras especies (MacGregor-Fors *et al.*, 2012; Ortiz-Pulido, 2018).

Por otra parte, los resultados mostraron que las zonas sujetas a restauración A2 y A11 presentaron mayor frecuencia de la actividad de percha con respecto a lo esperado. La percha está relacionada con los estratos arbóreos que constituyen los eucaliptos, de los cuales A8 y SO tienen en una menor proporción. La presencia de sitios de percha puede ser de beneficio al ecosistema, pues favorecen mediante el incremento de la diversidad de aves y como consecuencia, aumenta la lluvia de semillas. Aunque Marcuzzo *et al.* (2013) mostraron que estas semillas pueden ser de las plantas exóticas. En el presente estudio no se encontraron evidencias sobre las semillas que cargan las aves asociadas a los eucaliptos, por lo tanto, se sugieren estudios que aborden este tema para así determinar si es urgente disminuir la cobertura de las especies de plantas invasoras en la REPSA. El Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos propuso anillar los eucaliptos, que consiste en dañar el tejido vascular del árbol, y así dejar árboles secos como espacios de percha a las aves y, de esta manera, se podrá evitar la dispersión de sus semillas. No obstante, la eliminación de los eucaliptos con este método no ha funcionado, pues los eucaliptos vuelven a rebrotar rápidamente (Z. Cano-Santana, com. pers.).

Los gremios de las aves no fueron tan diferentes entre sí, debido a que, en todos los casos, los entomófagos tuvieron la mayor frecuencia en determinadas zonas. El hecho de encontrar aves consumidoras de invertebrados ofrece información sobre la salud del ecosistema, es decir, en un ambiente conservado se encontrarán más entomófagos, frugívoros y carnívoros que omnívoros (O'Connell *et al.*, 2000; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; Duckworth y Altwegg, 2018). También sería ideal encontrar más especies carnívoras de los órdenes Falconiformes y Accipitriformes (como *Accipiter cooperi*, *Circus*

cyaneus y *Falco sparverius*), puesto que son aves altamente sensibles a los cambios espaciales (Molina-López *et al.*, 2011; Carmona *et al.*, 2017), lo que podría indicar una recuperación de las zonas.

De acuerdo con lo esperado para la primera hipótesis, es posible que los procesos de restauración hayan recuperado parte de la funcionalidad de las zonas sujetas a restauración debido a que algunos de los rasgos evaluados de las redes no presentan diferencias significativas con respecto a las ZZCCRR. Sin embargo, hay que considerar que este análisis se realizó por primera vez en este estudio y no hay referentes que puedan indicar los cambios de las interacciones de aves y plantas, antes y después de los disturbios. Los eucaliptos fueron introducidos en Ciudad Universitaria hace 68 años (Segura-Burciaga y Meave, 2001) y actualmente constituyen una parte importante dentro de las redes de interacción en la REPSA; sin embargo, se desconocen las condiciones en las que se encontraban estas interacciones antes de la llegada de estos árboles.

5.3. Los cambios de diversidad de aves con respecto a San José-Alcalde *et al.* (2010)

Se encontró que la riqueza de aves en las zonas A8, A11 y ZCR3 disminuyó con respecto a lo que encontró San José-Alcalde (2010); no obstante, el índice de diversidad de Shannon-Wiener se mantuvo similar (tabla 4.2). Es probable que la riqueza haya disminuido debido al esfuerzo de muestreo. En el presente estudio se evaluaron ocho sitios diferentes con ocho días de observación, mientras que San José-Alcalde (2010) evaluó tres sitios en los

que realizó 24 visitas a cada uno. Conforme incrementa el esfuerzo de muestreo, hay mayor probabilidad de encontrar una nueva especie, y eventualmente la probabilidad de añadir nuevas especies disminuye (Soberón y Llorente, 1993). Otro factor que pudo incidir es la restauración en las zonas, la cual implica la remoción de eucaliptos. La ausencia de estos árboles exóticos disminuye la frecuencia en la actividad de las aves. Por lo que es posible que las zonas A8 y A11 tengan un mayor parecido con las zonas conservadas de referencia respecto a lo que registró San José-Alcalde (2010), aseverando así la segunda hipótesis propuesta.

San José-Alcalde (2010) propuso que la presencia de los eucaliptos provoca cambios en la comunidad de aves, al ver cómo disminuyó la riqueza de especies de aves tras la remoción de eucaliptos en la zona A11. Esto no quiere decir que se deban introducir eucaliptos para favorecer a la presencia de las aves, pues se ha sugerido que monocultivos de los eucaliptos disminuyen la riqueza y diversidad de aves (de la Hera, 2013; Jacoboski *et al.*, 2016; Phifer *et al.*, 2017). Claramente la respuesta que tienen las aves dependerá del sitio en el que se encuentren, pues ambientes poco heterogéneos no favorecen su presencia (Bojorges-Baños y López-Mata, 2006). Se puede dejar en duda que los eucaliptos son los árboles que favorecen a la comunidad de aves, y más bien, pueden ser el tipo de árboles que ofrecen espacios para la avifauna (Jacoboski *et al.*, 2016).

5.4. Las redes de interacción planta-ave

Las redes de interacción encontradas en todas las zonas fueron similares entre sí al no encontrar diferencias significativas de los rasgos entre las ZZCCRR y las zonas sujetas a restauración en la mayoría de los casos. Las redes presentaron una baja conectividad; Dehling (2018) menciona que altos niveles de conectividad promueven la estabilidad en las redes mutualistas; sin embargo, otros autores mencionan que una baja conectividad favorece la estabilidad al restringir la extensión de las perturbaciones (Kolchinsky *et al.*, 2015). No obstante, esto implica que la red tendría que estar relacionada con un mayor número de especies especialistas que, bajo algún disturbio de fuerte intensidad, pueden desaparecer comprometiendo profundamente al ecosistema en el que se encuentren (Landi *et al.*, 2018a). Además, la conectividad es dependiente del esfuerzo de muestreo (Blüthgen *et al.*, 2006) y suelen existir enlaces limitados por factores morfológicos o fenológicos de las especies, eliminando la posibilidad de que surjan más conexiones (Dehling, 2018). Por ello, se sugieren futuros estudios que consideren incrementar el esfuerzo de muestreo para así obtener un valor del grado de conectividad más certero.

A pesar de la polémica sobre el nivel de conectividad en una red, éste es un rasgo importante por su relación con otros atributos como la diversidad de interacción, pues esta última está directamente relacionada con el número promedio de enlaces por especie. Por ello, se le puede ofrecer más importancia a este rasgo debido a que no se ve afectado por el tamaño de la red, y es más apropiado compararlo contra otras matrices formadas a partir de las interacciones (Blüthgen *et al.*, 2006). Se encontraron redes generalizadas donde especies generalistas poseen un alto grado de número de enlaces,

esto habla sobre la resistencia de las redes a los disturbios, es decir, tienen mayor robustez (Jordano *et al.*, 2009; Farías-Ruiz, 2017). Esta robustez dentro de la REPSA puede deberse a la presencia de especies de aves y plantas con características que les permiten tener numerosas interacciones (tabla 4.7). Por ejemplo, la especie que se observó con mayor frecuencia en las ZZCRR fue *Psaltriparus minimus* y es considerada como un ave generalista por el variado uso de espacios (Almazán-Núñez *et al.*, 2018). El presente trabajo la determinó su presencia en el núcleo de la red de las zonas conservadas, lo que le refuerza su característica generalista. Además, en casi todas las redes están presentes especies como *H. mexicanus*, *P. domesticus* y *T. rufopalliatu*s, que son aves comunes y generalistas (Castro-Torreblanca y Blancas, 2014). Por parte de las plantas, *E. camaldulensis* fue altamente utilizada como espacio de forrajeo y percha por la mayoría de las especies de aves. *B. cordata* y *P. praecox* son especies de plantas dominantes dentro de la REPSA (González-Jaramillo, 2018), por ello se observa que ocupan un papel importante para desarrollar redes generalizadas.

El anidamiento encontrado explica la redundancia ecológica dentro del ecosistema de la REPSA. Ya que se presentaron diferencias significativas contra lo esperado al azar. Lo cual está ligado a la generalización en el uso de diferentes espacios por parte de las aves dentro del matorral de la Reserva, presente en las redes: las interacciones de especies especialistas son un subconjunto de las interacciones de las generalistas (Ulrich *et al.*, 2009). Esto habla de la estabilidad en las diferentes zonas evaluadas en la REPSA ante los disturbios, excepto para A8 y SO. En ambos sitios se encontró que las interacciones más robustas las tuvo *P. minimus* y, de esto se sigue que, la posible extinción de *P. minimus*

puede desestabilizar fuertemente a estas dos redes de interacción, aunado a que hay muy pocas aves ofrecen redundancia ecológica (figs. 4.14 y 4.16). En otras palabras, hay poca resistencia en la red de A8 y SO debido a la falta de especies generalistas altamente conectadas (Dehling, 2018). Sin embargo, debe tenerse en consideración que la aparente resistencia encontrada en el resto de las zonas puede deberse a la presencia de plantas generalistas (súper-generalistas) como el eucalipto. García (2016) explica que la introducción de plantas invasoras puede llevar a un reordenamiento de las interacciones en los ecosistemas al pasar de ser nativas generalistas a invasoras súper-generalistas. De esta manera, los cambios en las redes que incrementen la estabilidad, se entienden más como una facilitación de la persistencia de las especies exóticas. Esto fomenta el proceso de invasión con un efecto negativo en las comunidades nativas.

La modularidad ofrece información sobre la estabilidad de las interacciones al momento de enfrentarse a fuertes disturbios: los módulos amortiguan los efectos del daño recibido, donde las conexiones débiles evitan el paso del impacto al resto de los módulos (Olesen *et al.*, 2007; García, 2016). Sin embargo, en este trabajo se determinó que los módulos detectados no fueron significativos, por lo que no se asegura encontrar subconjuntos de especies fuertemente interactuantes. Esto quizá por el grado de conectividad. Mientras mayor es la conectividad, menor es el grado de modularidad (Dehling, 2018). Además, la modularidad se incrementa cuando existen interacciones específicas, como es el caso de las redes de insectos herbívoros. Mientras que, una red de polinizadores o de dispersores de semillas suele tener una baja especificidad de interacción (Olesen *et al.*, 2007) y, por lo tanto, de pocos módulos. En el caso de este

trabajo, las interacciones especialistas fueron poco observadas por lo que no hay una alta especificidad de interacción.

5.5. Bondad del muestreo

Con este estudio fue posible determinar algunos aspectos que pueden favorecer al monitoreo de aves. Primero que nada, sería importante revisar a las comunidades de aves en distintos horarios y no sólo al amanecer, pues hay aves que pueden ser vistas con mayor facilidad en la tarde o en la noche, además de cambiar con la estacionalidad (Harms y Dinsmore, 2014). También la identificación de las aves a veces resulta complicada; el uso de redes ornitológicas puede no ser tan efectivo por el poco espacio que hay entre la vegetación dentro de la Reserva. Por ello, se recomienda el uso de cámaras fotográficas que permitan capturar una imagen del ave observada y facilitar la identificación de la especie con mayor precisión.

5.6. Propuestas para la restauración

Con base a los resultados obtenidos se formulan las siguientes propuestas:

1. Dada la dependencia de las aves a la heterogeneidad espacial, se recomienda mantener algunos árboles de eucaliptos, pero a su vez controlar su crecimiento para evitar efectos negativos sobre la vegetación nativa. Otra propuesta es la remoción total de los eucaliptos, pero permitiendo el crecimiento de árboles

como *Schinus molle*, *Cupressus lusitanica* o de *Fraxinus uhdei* que al parecer no dañan a la vegetación y son especies que se asocian con aves por ofrecer distintas alturas dentro de la Reserva.

2. Evitar el acceso libre a las personas a estos sitios que forman parte de la REPSA debido que tiran basura e introducen fauna como perros y gatos. En los sitios A2, A8 y A11 sería deseable delimitar el área con bardas naturales como *Opuntia robusta*, *Wigandia urens* u otras especies similares.
3. Comunicar la importancia de ser cuidadosos con el proceso de restauración a los participantes de estas jornadas, porque si la eliminación de la vegetación invasora se hace con demasiada fuerza, puede lastimar a la vegetación cercana, si se tiran los troncos y son arrastrados sin tener cuidados de la vegetación o si la basura que queda no se recoge escrupulosamente, entonces se estarán ejerciendo perturbaciones, que si se realizan constantemente, afectará el proceso deseado de recuperación del sistema.

6. CONCLUSIONES

1. Se encontraron en total 92 especies de aves de las cuales, 16 son exclusivas de las zonas conservadas de referencia (ZZCCRR). Las zonas A2 y A8 no presentaron ninguna especie exclusiva.
2. Las zonas conservadas presentan una menor riqueza y diversidad de aves con respecto a las zonas sujetas a restauración. Esto se debe a la ausencia de eucaliptos en las ZZCCRR, los cuales ofrecen heterogeneidad espacial. Otros factores que se sugiere que pudieron incidir sobre el incremento de la riqueza son el efecto de borde y el disturbio intermedio, presentes en las zonas sujetas a restauración.
3. La estructura de la comunidad y composición de aves de la zona SO es similar a las ZZCCRR, debido al proceso de restauración pasivo que tuvo. Lo que ocasionó que la composición vegetal sea similar a lo que presentan las zonas conservadas.
4. La frecuencia de avistamientos de especies de aves y actividades difieren entre zonas, sin embargo, los gremios son similares.
5. El índice de diversidad de Shannon-Wiener obtenido no varió con respecto a lo obtenido por San José-Alcalde (2010), pero la riqueza sí. Esto puede relacionarse con los procesos de restauración a los que se han sometido las zonas A8 y A11, en específico a la remoción de los eucaliptos.
6. Los rasgos de las redes de cada zona sujeta a restauración no difieren de las ZZCCRR, esto sugiere que los procesos de restauración han afectado positivamente a las interacciones entre plantas y aves. Además, las redes planta-ave de la REPSA

presentan cierto grado de resistencia y resiliencia por el nivel de anidamiento y generalización que tienen.

7. En este trabajo, el estudio de redes ecológicas entre aves y plantas permitió encontrar algunas propiedades de la REPSA, posibilitando la evaluación de la respuesta del sistema por la presencia de especies exóticas. De esta manera, se logró ver que:
 - a. Existe cierto grado de resistencia ante los disturbios por la presencia de aves y plantas generalistas.
 - b. La resistencia de la Reserva también puede ser fomentada por especies generalistas como los eucaliptos y el gorrión mexicano.
8. Las acciones de restauración han favorecido a mejorar la salud de distintas zonas de la REPSA, y se ve reflejada en la respuesta que ofrecen las aves. Por ello, se hace hincapié en continuar con el proceso de restauración y con el monitoreo de la avifauna, pero también de mamíferos, reptiles, invertebrados y vegetación, pues todos son componentes esenciales dentro de un ecosistema.

LITERATURA CITADA

- Aderhold, A., D. Husmeler y V.A. Smith. 2013. Reconstructing ecological networks with hierarchical Bayesian regression and Mondrian processes. *Journal of Machine Learning Research* 31: 75-83.
- Almazán-Núñez, R., G.M. Charre, R. Pineda-López, P. Corcuera, R. Rodríguez-Godínez, E.A. Álvarez-Álvarez y A. Méndez. 2018. Relationship between bird diversity and habitat along a pine-oak successional forest in southern Mexico. En: H.F. dos Santos y F.A. García (eds.). *New perspectives in forest science*, InTchOpen. Disponible en línea en: <https://www.intechopen.com/books/new-perspectives-in-forest-science/relationship-between-bird-diversity-and-habitat-along-a-pine-oak-successional-forest-in-southern-mex>.
- Almazán-Núñez, R.C. y A. Hinterholzer-Rodríguez. 2010. Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 11(1): 26-34.
- Almeida-Neto, M., P. Guimaraes, P.R. Guimaraes Jr., R.D. Loyola y W. Ulrich. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.
- Antonio-Garcés, J. 2008. Restauración ecológica de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 465-481.
- Argueta, M.P. 2017. Redes de interacción abeja-planta en sitios con distinto grado de disturbio en zonas secas de Querétaro, México. Tesis de maestría en ciencias biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 79 pp.
- Arias, M. 2014. El problema de las comparaciones múltiples. *Revista de Pediatría de Atención Primaria* 16: 367-370.
- Arizmendi, M., A. Espinosa y J. Ornelas. 1994. Las aves del Pedregal de San Ángel. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 239-260.
- Asefa, A., A.B. Davies, A.E. McKechnie, A.A. Kinahan y B.J. van Rensburg. 2017. Effects of anthropogenic disturbance of bird diversity in Ethiopian montane forests. *American Ornithological Society* 119(3): 416-430.

- Askins, R. 2002. Restoring North America's birds. 2da. edición. Yale University Press, New Haven, EE.UU. 352 pp.
- Baker, J., K. French y R. Whelan. 2002. The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology* 83(11): 3048-3059.
- Bascompte, J. 2009. Disentangling the web life. *Science* 325: 416-419.
- Bascompte, J. y P. Jordano. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 38: 567-593.
- Bascompte, J. y P. Jordano. 2014. Mutualistic networks. Princeton University Press, Nueva Jersey, EE.UU. 224 pp.
- Blüthgen, N., F. Menzel y N. Blüthgen. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *Ecology* 6(9): 1-12.
- Böhning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24(1): 49-60.
- Bojorges-Baños, J. 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 Biodiversidad* 77(2): 235-249.
- Borgmann, K.L., S.F. Pearson, D.J. Levey y C.H. Greenberg. 2004. Wintering yellow-rumped warblers (*Setophaga coronata*) track manipulated abundance of *Myrica cerifera* fruits. *The Auk* 121(1): 74-87.
- Cano-Santana, Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* 41: 58-68.
- Cano-Santana, Z., M. San José-Alcalde, M. Ayala, E. Valdez, E. Saucedo-Morquecho, A. Garmendia-Corona, J. Antonio-Garcés, M. Peña, M. Villeda, A. Orozco-Segovia, G. González-Rebeles y R. Muñoz-Saavedra. 2010. Cambios en la vegetación y la fauna de un pedregal sometido a restauración ecológico. III Simposio Internacional de la Restauración Ecológica. Santa Clara, Cuba, septiembre.
- Carabias, J., J. Meave, T. Valverde y Z. Cano-Santana. 2009. Ecología y medio ambiente en el siglo XXI. Pearson Educación, México. 264 pp.
- Carignan, V. y M. Villard. 2002. Selecting indicators species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- Carmona, R., L.F. Mendoza, D. Molina, L. Ortega, E. Miramontes y M. Cruz. 2017. Presencia espacial y temporal de aves rapaces diurnas (aves: Accipitriformes, Falconiformes) en marismas nacionales, Nayarit-Sinaloa, México. *Acta Zoológica Mexicana* 33(1): 27-38.

- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, J.A. Meave, M. Hernández Apolinar, O. Núñez-Castillo, G. Santibáñez-Andrade y P. Guadarrama-Chávez. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 107-133.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, M.A. Romero-Romero, P. Guadarrama-Chávez, O. Núñez-Castillo, I. Sánchez-Gallén y J.A. Meave. 2007. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: aspectos florísticos y ecológicos. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 249 pp.
- Castro-Torreblanca, M. y E. Blancas. 2014. Aves de Ciudad Universitaria campus Sur de la Universidad Autónoma de Guerrero, Chilpancingo, Guerrero, México. Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología 15(2): 82-92.
- Chávez-Castañeda, N. y M. Gurrola-Hidalgo. 2009. Avifauna. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 261-275.
- Collins, A.R., S. Jose, P. Daneshgar y C.L. Ramsey. 2007. Elton's hypothesis revisited: an experimental test using cogon grass. *Biological Invasions* 9: 433-443.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302-1310.
- Da Silva, J. M. y P. Vickery. 2008. Birds. En: Perrow, M.R. y A. J. Davy (eds.). *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, pp. 376-388.
- Dáttilo, W., P. R. Guimaraes Jr. y T.J. Izzo. 2013. Spatial structure of ant-plant mutualistic networks. *Oikos* 122: 1643-1648.
- De la Hera, I., J. Ariazaga y A. Galarz. 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(2): 153-163.
- Dehling, D.M. 2018. The structure of ecological networks. En: W. Dáttilo y V. Rico-Gray (eds.). *Ecological networks in the tropics*. Springer, Cham, Suiza, pp. 29-41.
- Didham, R.K., P.M. Hammond, y P. Eggleton. 1998. Trophic structure stability and extinction in dynamics beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 353: 437-451.
- Dormann, C.F., J. Fründ, N. Blüthgen y B. Gruber. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal* 2: 7-24.

- Downing, A.S., E.H. van Nes, W.M. Mooij y M. Scheffer. 2012. The resilience and resistance of an ecosystem to a collapse diversity. *Plos One* 7(9): 1-7.
- Duckworth, G.D. y R. Altwegg. 2018. Effectiveness of protected areas for bird conservation depends on guild. *Diversity and distributions* 24: 1083-1091.
- Ehrlich, P. y P. Raven. 1964. Butterflies and plants: a study of coevolution. *Evolution* 18: 586-608.
- Estañol-Tecuatl, F. 2014. Estructura de la comunidad vegetal en zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63 pp.
- Estañol-Tecuatl, F. y Z. Cano-Santana. 2017. Recovery of basalt substrate for xeric scrub restoration in a lava field in Mexico City. *Ecological Restoration* 35(1): 41-51.
- Farfán-Beltrán, M.E. 2016. Estructura de la comunidad de artrópodos en sitios conservados, perturbado y sujetos a restauración ecológica en el Pedregal de San Ángel, D.F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 67 pp.
- Farías-Ruiz, S. de L. 2017. Análisis de redes de herbívoros en tres estados sucesionales en un bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, México. 99 pp.
- Farwell, L.S. y J.M. Marzluff. 2013. A new bully on the block: Does urbanization promote Bewick's wren (*Thryomanes bewickii*) aggressive exclusion of Pacific wrens (*Troglodytes pacificus*)? *Biological Conservation* 161(2013):128-141.
- Feria, T., G. Sánchez-Rojas, R. Ortiz-Pulido, J. Bravo-Cadena, E. Calixto, J. Dale, J. Duberstein, P. Illoldi-Rangel, C. Lara y J. Valencia-Herverth. 2013. Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 14(1): 47-55.
- Gallagher, R. 2013. *The ecology of regeneration in plant communities*. 3a. edición. Editorial CABI, Oxfordshire, Reino Unido. 320 pp.
- García, D. 2016. Birds in ecological networks: insights from bird-plant mutualistic interactions. *Ardeola* 63(1): 5-34.
- González-Jaramillo, S.I. 2018. Estructura y composición de la comunidad vegetal de dos sitios sujetos a acciones de restauración durante el periodo 2005-2012 en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 112 pp.

- González-Rebeles, G. 2012. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A11 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 84 pp.
- Green, A. y J. Figuerola. 2003. Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. En: Paracuellos, M. (ed.). Ecología, manejo y conservación de los humedales. Colección Actas 49. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, España, pp. 47-60.
- Guimerá, R. y L. A. N. Amaral. 2005. Cartography of complex networks: Modules and universal roles. *Journal of Statistics Mechanics: Theory and Experiment* 2: 1-13.
- Hagen, M., W.D. Kissling, C. Rasmussen, M.A.M. de Aguilar, L.E. Brown, D.W. Carstensen, I. Alves-Dos-Santos, Y.L. Dupont, F.K. Edwards, J. Genini, P.R., Guimarães, G.B. Jenkins, P. Jordano, C.N. Kiaser-Bunbury, M.E. Ledger, K.P. Maia, F.M. Darcie, Ó. Mclaughlin, L.P. Morellato, E.J. O’Gorman, K. Trojelsgaard, J.M. Tylianakis, M. Morais, G. Woodward y J.M. Olesen. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmentend world. *Advances in Ecological Research* 46: 89-181.
- Harms, T. y S.J. Dinsmore. 2014. Influence of season and time of day on marsh bird detections. *Wilson Journal of Ornithology* 126(1): 30-38.
- Jacoboski, L.I., A. de Mendoça-Lima y S.M. Hartz. 2016. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. *Brazilian Journal of Biology* 76(3): 583-591.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8(31): 151-161.
- Jordano, P., D. Vázquez y J. Bascompte. 2009. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. En: Medel, R., M.A. Aizen y R. Zamora (eds.). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile, pp. 17-26.
- Kadushin, C. 2012. *Comprender las redes sociales: Teorías, conceptos y hallazgos*. Oxford University Press, Madrid, España. 333 pp.
- Kaiser-Bunbury, C., J. Mougal, A.E. Whittington, T. Valentin, R. Gabriel, J.M. Olesen y N. Blüthgen. 2017. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature* 542: 223-227.
- Kolchinsky, A., A.J. Gates y L.M. Rocha. 2015. Modularity and the spread of perturbations in complex dynamical systems. *Physical Review E* 92(6): 1-9.
- Krebs, C.J. 2014. *Ecological methodology*. Addison-Wesley, Menlo Park, California, EE.UU. 620 pp.

- Landi, P., H.O. Minoarivelo, A. Brännström, C. Hui y U. Dieckmann. 2018a. Complexity and stability of ecological networks: a review of theory. *Population Ecology* 60: 319-345.
- Lantschner, M. y V. Rusch. 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral* 17: 99-112.
- Lee, P. y J.T. Rotenberry. 2005. Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography* 32: 1139-1150.
- Lent, R.A y D.E. Capen. 1995. Effects of small-scale habitat disturbance on the ecology breeding birds in Vermont (USA) Hardwood Forest. *Ecography* 18(2):97-108.
- Lindenmayer, D.B., E.J. Knight, M.J. Crane, R. Montague-Drake, D.R. Michael y C.I. MacGregor. 2010. What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143(2010): 289-301.
- Liu, H. y J. Li. 2010. Study of the ecological problems of *Eucalyptus* plantation and sustainable development in Maoming Xiaoliang. *Journal of Sustainable Development* 3(1): 197-201.
- Lot, A., M. Pérez, G. Gil, S. Rodríguez y P. Camarena. 2012. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos. 1a edición. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.
- MacGregor-Fros, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2012. From forests to cities. En: C.A. Lepczyk y P.S. Warred (eds.). *Effects of urbanization on tropical birds. Studies in Avian Biology*. University of California Press, Berkeley, CA, pp. 33-48.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Cornwall, Reino Unido. 256 pp.
- Mandal, J. y T.R. Shankar. 2016. Shifting agriculture supports more tropical forest birds than oil palm or teak plantations in Mozoram, Northeast India. *Cooper Ornithological Society* 118(2): 345-359.
- Marcuzzo, S.B., G. Ganade, M. Machado y M.F. Brião. 2013. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. *Floresta* 43(1): 39-48.
- Mariño-Pérez, R., I. Pacheco-Rueda y C. Dietrich. 2012. Listado preliminar de Auchenorrhyncha (Insecta: Hemiptera) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Distrito Federal, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28(2): 280-286.

- Marquitti, F. M.D., P.R. Guimarães, M. M. Pires y L. F. Bittencourt. 2014. MODULAR: software for the autonomous computation of modularity in large network sets. *Ecography* 37: 221-224.
- Martínez, E. 2000. Restauración ecológica y biodiversidad. *Biodiversitas* 28: 11-15.
- McDonald, J.H. 2014. Handbook of biological statistics. 3ra. ed. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland, EE.UU., 313 pp.
- Méndez de la Cruz, F.R., A. Díaz de la Vega y V. Jiménez. 2009. Herpetofauna. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 243-260.
- Merino, F. 2017. Historia ambiental de la Zona Núcleo Sur Oriente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, Cd.Mx., México. Reporte de investigación. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 72 pp.
- Molina, M. 2014. El problema de las comparaciones múltiples. *Revista Pediatría Atención Primaria* 16(64): 367-370.
- Molina-López, R.A., J. Casal y L. Darwich. 2011. Causes of morbidity in wild raptor populations admitted at a wildlife rehabilitation Centre in Spain from 1995-2007: A long term retrospective study. *Plos One* 6(9): 1-10.
- Montoya, J. M., S. L. Pimm y R. V. Solé. 2006. Ecological networks and their fragility. *Nature* 442: 259-264.
- Montoya, J.M., R.V. Solé y M. Á. Rodríguez. 2001. La arquitectura de la naturaleza: complejidad y fragilidad en redes ecológicas. *Revista de Ecología y Medio Ambiente* 10(2): 1-14.
- Morelos-Rebollar, J. 2019. Respuesta de la comunidad vegetal a la remoción de eucaliptos con fines de restauración en la zona A2 de la Reserva del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 75 pp.
- Muñoz-Saavedra, R. 2013. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 69 pp.
- Navarro-Sigüenza, A., M. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A. Peterson, H. Berlanga-García y L. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 476-495.

- O'Connell, T.J., L.E. Jackson y R.P. Brooks. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the Central Appalachians. *Ecological Applications* 10(6): 1706-1721.
- Olesen, J. M., J. Bascompte, Y. L. Dupont y P. Jordano. 2014. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(50): 19891-19896.
- Olson, M.E. 2005. Wood, bark, and pith anatomy of *Pittocaulon* (*Senecio*, Asteraceae): water storage and systematics. *Journal of the Torrey Botanical Society* 132(2): 173-186.
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90(2009): 189-195.
- Ortega-Álvarez, R. y R. Lindig-Cisneros. 2012. Feathering the scene: the effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration* 30(2): 116-127.
- Ortiz-Pulido, R. 2018. ¿Qué especies de aves están en riesgo en México? *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 19(2): 237-272.
- Peña-Mendoza, M.T. 2016. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de animales importantes en el NE de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en respuesta a acciones de restauración ecológica. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 114 pp.
- Peralta, A. y J. Prado. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 27-42.
- Peterson, G., C.R. Allen y C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems* 1: 6-18.
- Phifer, C.C., J.L. Knowlton, C.R. Webster, D.J. Flashpohler y J.A. Licata. 2017. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodiversity and Conservation* 26(13): 3073-3103.
- Pickett, S., J. Kolasa, K. Armesto y S. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54(2): 129-136.
- Ramírez-Albores, J.E. 2008. Comunidad de aves de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza campus II, UNAM, Ciudad de México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 9(2): 12-19.

- REPSA, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2005. Portal. Disponible en línea en: <<http://www.repsa.unam.mx>>, última consulta: 27 de mayo de 2018.
- Ries, L. y T.D. Sisk. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* 85(11): 2917-2926.
- Rueda-Salazar, A.M. y Z. Cano-Santana. 2009. Artropodofauna. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 171-201.
- Rykiel, E. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10: 361-365.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal d San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México* 8: 59-129.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos zonas sujetas a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 74 pp.
- San José-Alcalde, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F., México. *El Canto del Centzontle* 1(2): 148-164.
- San José-Alcalde, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2013. Vertebrate fauna evaluation after habitat restoration in a reserve within Mexico City. *Ecological Restoration* 31(3): 249-252.
- Santibáñez-Andrade, G., S. Castillo-Argüero, J.A. Zavala-Hurtado, Y. Martínez y M. Hernández. 2009. La heterogeneidad ambiental en un matorral xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 85:71-79.
- Segura-Burciaga, S. y J. Meave. 2001. Effect of the removal of the exotic *Eucalyptus resinifera* on the floristic composition of a protected xerophytic shrubland in southern Mexico City. En: G. Brundu, J. Brock, I. Camarda, L. Child y M. Wade (eds.). *Plant invasions: Species ecology and ecosystem managment*. Backhuys Publishers, Leiden, Países Bajos, pp. 319-330.
- SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, jueves 30 de diciembre de 2010.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Disponible en línea en: <www.ser.org>, última consulta: 03 de diciembre de 2017.

- SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica Pedregal de San Ángel. 2013. Portal oficial de la Reserva Ecológica Pedregal de San Ángel. Coordinación de Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México, México. En: <<http://www.repsa.unam.mx>>, última consulta: 27 de mayo de 2018.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 104: 45-64.
- Siebe, C. 2009. La erupción del volcán Xitle y las lavas del Pedregal hace 1670 +/-35 años AP y sus implicaciones. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 43-49.
- Siebe, C., P.E. Mendoza-Hernández, S.M. Juárez-Orozco, L. Vázquez-Selem y S. Cram. 2016. Consecuencias de la actividad volcánica del Xitle y el disturbio antrópico sobre las propiedades del suelo y la diversidad vegetal del Parque Ecológico de la Ciudad de México en el Ajusco medio. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). La biodiversidad en la Ciudad de México. CONABIO/SEDEMA, México, pp. 75-91.
- Siegel, S. y N.J. Castellan. 1995. Estadística no paramétrica: aplicada a las ciencias de la conducta. Trillas, México. 437 pp.
- Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7(3): 480-488.
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Suddjian, D.L. 2004. Birds and *Eucalyptus* on the central coast of California: A love-hate relationship. Disponible en línea en: <<http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1108147180Suddjian-unpublished%20conference%20notes.pdf>>, última consulta: 07 de junio de 2019.
- Temple, S. y J. Wiens. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds* 43(2): 260-270.
- Tilman, D. 1996. Biodiversity population versus ecosystem stability. *Ecology* 77(2): 350-363.
- Tilman, D., D. Wedin y J. Knops. 1996. Productivity and sustainability influence by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Ugalde-Lezama, S., J.L. Alcántara-Carbajal, J.I. Valdez-Hernández, G. Ramírez-Valverde, J. Velázquez-Mendoza y L.A. Tarángo-Arámbula. 2009. Riqueza, abundancia y

- diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia* 44: 159-169.
- Ulrich W., M. Almeida-Neto y N.J. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3-17.
- URMCC, Utah Reclamation Mitigation and Conservation Commission. 2008. Lower duchesne river wetlands mitigation project. Final environmental impact statement. Ute Indian Tribe, Utah. 790 pp.
- Valiente-Banuet, A. y E. De Luna. 1994. Una lista florística actualizada de la reserve del Pedregal de San Angel, México, D.F. En: Rojo, A. (comp.). Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Angel: Ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 67-82.
- Valverde, T., J.A. Meave, J. Carabias y Z. Cano-Santana. 2005. Ecología y medio ambiente. Pearson Educación, México. 240 pp.
- Van Perlo, B. 2006. Birds of Mexico and Central America. Princeton University Press, Nueva Jersey. 336 pp.
- Vargas, O. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16(2): 1-21.
- Vargas, O. y F. Mora. 2008. La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. En: Vargas, O. (ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. 2ª. edición. Universidad Nacional de Colombia, Colombia, pp. 19-40.
- Vega, E. y E. Peters. 2003. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. En: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (eds.). Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. 1a. edición. Instituto Nacional de Ecología, México, pp. 137-150.
- Veiras, X. y Soto, M. A. 2011. La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal). Coordinación: Campaña de Bosques y Clima de Greenpeace España, Madrid, España. 96 pp.
- Walker, B., C.S. Holling, S.R. Carpenter y A. Kinzig. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9(2): 5-14.
- Weisstein, E.W. 2018. Venn Diagram. MathWorld, a Wolfram web resource. Disponible en: < <http://mathworld.wolfram.com/VennDiagram.html> >, última consulta: 27 de mayo del 2018.
- Wolf, K.M. y J. DiTomaso. 2016. Management of blue gum eucalyptus in California requires region-specific consideration. *California Agriculture* 70(1): 39-47.

Zambrano, L., S. Rodríguez-Palacios, M. Pérez Escobedo, G. Gil-Alarcón, P. Camarena y A. Lot. 2016. Atlas de riesgos. 2a edición. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 53 pp.

Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. 4ª, edición, Prentice Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey, EE.UU. 663 pp.

ANEXO 1

Formato ocupado para el registro del número de avistamientos por especie de ave, las especies observadas de aves, las actividades que realizan al momento de la observación (percha, forrajeo, cortejo y consumo de alimento) y la especie de planta a la cual se asocian.

Zona visitada				Fecha	
Hora	No. de avistamientos	Especie de ave	Descripción del ave observada	Actividad y/o tipo de alimento que consume	Especie de planta

ANEXO 2

Listado de la frecuencia de avistamientos de las especies de aves encontradas en cuatro zonas sujetas a restauración ecológica: el sureste del área de amortiguamiento A11 (A11), el noreste de la zona A8 (A8), el centro-oeste de la zona núcleo sur oriente (SO), el noreste de la zona de amortiguamiento A2 (A2), así como cuatro áreas conservadas de referencia localizadas en el núcleo poniente (ZCA11 y ZCA8), en el núcleo sur oriente (ZCSO) y un fragmento aledaño a la zona núcleo oriente (ZCA2 o Molotito). Datos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	A2	A8	A11	SO	ZZCRR
Apodiformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato de collar	2	0	0	0	4
Apodiformes	Apodidae	<i>Chaetura vauxi</i>	Vencejo de vaux	0	0	3	0	3
		<i>Cypseloides niger</i>	Vencejo negro	0	0	0	0	5
	Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>	Colibrí berilo	11	14	5	2	18
		<i>Calothorax lucifer</i>	Colibrí lucifer	0	0	0	0	1
		<i>Cynanthus latirostris</i>	Colibrí pico ancho	2	11	15	1	31
		<i>Hylocharis leucotis</i>	Zafiro orejas blancas	0	3	3	1	11
		<i>Lampornis clemenciae</i>	Colibrí garganta azul	0	0	0	0	2
		<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador cola ancha	0	0	1	0	1
		<i>Selasphorus rufus</i>	Zumbador canelo	0	0	0	0	2
Caradriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius vociferus</i>	Chorlo tildío	0	0	0	0	1
Ciconiformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	Garza morena	0	0	0	1	0
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tortolita cola larga	13	7	0	0	0
		<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	0	0	0	0	2
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	0	0	1	1	0
	Accipitridae	<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán de cooper	0	0	0	0	4
		<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	0	0	0	0	2
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	Sastrecillo	8	106	0	49	312

Anexo 2. (Continúa).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	A2	A8	A11	SO	ZZCRR
	Cardinalidae	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Cardenal rojo	1	0	1	0	4
		<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo azul	0	0	1	4	6
		<i>Passerina ciris</i>	Colorín sietecolores	0	0	0	0	1
		<i>Passerina versicolor</i>	Colorín morado	0	2	1	0	1
		<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Picogordo degollado	3	0	0	0	5
		<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Picogordo tigrillo	1	5	8	0	5
		<i>Piranga flava</i>	Piranga encinera	0	0	0	0	1
		<i>Piranga ludoviciana</i>	Piranga capucha roja	0	0	0	1	1
		<i>Piranga rubra</i>	Piranga roja	0	0	0	0	2
	Corvidae	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	Chara transvolcánica	0	1	9	0	1
	Emberizidae	<i>Aimophila ruficeps</i>	Zacatonero corona canela	0	0	0	0	1
		<i>Chondestes grammacus</i>	Gorrión arlequín	1	0	0	0	0
		<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión cantor	0	2	0	0	0
		<i>Melozone fusca</i>	Rascador viejita	4	12	7	3	10
		<i>Melozone kieneri</i>	Rascador nuca canela	0	0	0	1	0
		<i>Spizella atrogularis</i>	Gorrión barba negra	1	0	1	0	0
		<i>Spizella passerina</i>	Gorrión cejas blancas	0	4	6	2	4
	Fringillidae	<i>Spinus notatus</i>	Jilguerito encapuchado	2	0	0	0	3
		<i>Spinus psaltria</i>	Jilguerito dominico	2	7	5	6	19
		<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón mexicano	32	43	37	8	52
	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijereta	7	15	10	26	32
		<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina alas aserradas	0	10	1	0	15
	Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>	Calandria flancos negros	2	1	0	1	0
		<i>Icterus bullockii</i>	Calandria cejas naranjas	3	1	0	2	5
		<i>Icterus parisorum</i>	Calandria tunera	5	5	4	1	7

Anexo 2. (Continúa).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	A2	A8	A11	SO	ZZCRR
		<i>Icterus spurius</i>	Calandria castaña	2	1	1	0	1
		<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojos rojos	0	0	5	5	7
		<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mayor	0	1	0	0	1
	Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	Verdugo americano	0	0	0	0	1
	Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuicacoche pico curvo	7	4	2	0	5
		<i>Melanotis caerulescens</i>	Mulato azul	0	0	1	0	1
		<i>Mimus polyglottos</i>	Cenzontle norteño	0	0	2	0	2
	Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe corona negra	6	20	5	5	13
		<i>Geothlypis nelsoni</i>	Mascarita matorralera	1	0	1	0	8
		<i>Geothlypis tolmiei</i>	Chipe lores negros	2	3	2	1	6
		<i>Geothlypis trichas</i>	Mascarita común	0	2	0	0	2
		<i>Icteria virens</i>	Chipe grande	0	0	0	0	1
		<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	0	0	0	5	3
		<i>Myioborus miniatus</i>	Pavito alas negras	0	0	1	2	2
		<i>Oreothlypis celata</i>	Chipe oliváceo	0	2	0	2	7
		<i>Oreothlypis peregrina</i>	Chipe peregrino	0	1	3	0	0
		<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	Chipe cabeza gris	0	6	0	1	2
		<i>Oreothlypis virginiae</i>	Chipe de virginia	0	0	0	0	1
		<i>Setophaga coronata</i>	Chipe rabadilla amarilla	5	0	10	0	14
		<i>Setophaga nigrescens</i>	Chipe negrogris	0	0	0	0	2
		<i>Setophaga occidentalis</i>	Chipe cabeza amarilla	0	0	0	0	1
		<i>Setophaga ruticilla</i>	Pavito migratorio	1	1	0	0	1
		<i>Setophaga townsendi</i>	Chipe de townsend	0	0	0	0	3
		<i>Setophaga virens</i>	Chipe dorso verde	0	1	0	0	0
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión doméstico	18	32	2	4	14
	Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	Perlita azulgris	3	3	4	2	1

Anexo 2. (Continúa).

Orden	Familia	Especie	Nombre común	A2	A8	A11	SO	ZZCRR
	Ptiliognatidae	<i>Ptiliognys cinereus</i>	Capulnero gris	31	17	1	12	37
	Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo matraquita	1	0	0	0	1
	Thraupidae	<i>Diglossa baritula</i>	Picaflor vientre canelo	1	3	1	0	4
	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	Saltapared cola larga	10	12	4	0	14
		<i>Troglodytes aedon</i>	Saltapared común	0	0	0	1	0
	Turdidae	<i>Sialia mexicana</i>	Azulejo garganta azul	0	0	0	0	1
		<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo primavera	6	6	0	21	14
		<i>Turdus rufopalliatus</i>	Mirlo dorso canela	13	11	4	8	8
	Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	Mosquerito chillón	2	0	0	1	5
		<i>Contopus sordidulus</i>	Papamoscas del oeste	1	2	0	0	4
		<i>Empidonax fulvifrons</i>	Papamoscas pecho canela	1	0	1	0	11
		<i>Empidonax minimus</i>	Papamoscas chico	0	0	0	1	0
		<i>Empidonax hammondii</i>	Papamoscas de hammond	2	2	0	1	6
		<i>Empidonax occidentalis</i>	Papamoscas amarillo barranqueño	4	0	1	0	1
		<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas cenizo	0	0	0	0	7
		<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas triste	0	0	0	0	1
		<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Papamoscas cardenalito	3	7	3	6	11
		<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano chibiú	0	1	0	5	4
	Vireonidae	<i>Vireo bellii</i>	Vireo de bell	0	1	0	0	1
		<i>Vireo cassini</i>	Vireo de cassin	0	0	1	0	0
		<i>Vireo gilvus</i>	Vireo gorjeador	0	0	0	2	0
		<i>Vireo huttoni</i>	Vireo reyezuelo	0	5	1	0	0
Piciformes	Picidae	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	2	3	1	2	5

ANEXO 3

Abreviaturas usadas para las redes de interacción planta-ave de las especies de aves y plantas registradas. Datos de marzo de 2018 a marzo de 2019.

Abreviatura aves	Especies aves	Abreviatura plantas	Especies plantas
Acci.coo	<i>Accipiter cooperii</i>	Agav.salmi	<i>Agave salmiana</i>
Aim.rufi	<i>Aimophila ruficeps</i>	Age.mai	<i>Ageratina mairiana</i>
Ama.bery	<i>Amazilia beryllina</i>	Amar.hybri	<i>Amaranthus hybridus</i>
Anas.platy	<i>Anas platyrhynchos</i>	Seco	Árbol seco
Aphe.ultr	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	Bouv.terni	<i>Bouvardia ternifolia</i>
Ard.hero	<i>Ardea herodias</i>	Brick.secund	<i>Brickellia secundiflora</i>
Calo.luci	<i>Calothorax lucifer</i>	Bud.cord	<i>Buddleja cordata</i>
Camp.imb	<i>Camptostoma imberbe</i>	Bud.sess	<i>Buddleja sessiliflora</i>
Card.card	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Bur.cune	<i>Bursera cuneata</i>
Card.pusil	<i>Cardellina pusilla</i>	Calli.gran	<i>Calliandra grandiflora</i>
Chae.vaux	<i>Chaetura vauxi</i>	Cupre.lussi	<i>Cupressus lusitanica</i>
Chara.voci	<i>Charadrius vociferus</i>	Dah.cocc	<i>Dahlia coccinea</i>
Cho.gramm	<i>Chondestes grammacus</i>	Dodo.visco	<i>Dodonea viscosa</i>
Cir.cyan	<i>Circus cyaneus</i>	Eche.gibbi	<i>Echeveria gibbiflora</i>
Colum.liv	<i>Columba livia</i>	Ery.coral	<i>Erythrina coralloides</i>
Colum.inca	<i>Columbina inca</i>	Euca.camal	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>
Cont.sord	<i>Contopus sordidulus</i>	Eu.petio	<i>Eupatorium petiolaris</i>
Cyn.lati	<i>Cynanthus latirostris</i>	Eysen.polys	<i>Eysenhardia polystachya</i>
Cyp.niger	<i>Cypseloides niger</i>	Fraxi.uhd	<i>Fraxinus uhdei</i>
Seto.coro	<i>Setophaga coronata</i>	Jaca.mimi	<i>Jacaranda mimosifolia</i>
Seto.nigr	<i>Setophaga nigrescens</i>	Leo.nepe	<i>Lenotis nepetifolia</i>
Seto.occi	<i>Setophaga occidentalis</i>	Manf.brach	<i>Manfreda brachystachya</i>
Seto.ruti	<i>Setophaga ruticilla</i>	Manf.scab	<i>Manfreda scabra</i>

Anexo 3. (Continúa).

Abreviatura aves	Especies aves	Abreviatura plantas	Especies plantas
Seto.town	<i>Setophaga townsendi</i>	Mars.mex	<i>Marsdenia mexicana</i>
Seto.virens	<i>Setophaga virens</i>	Mira.jala	<i>Mirabilis jalapa</i>
Digl.bari	<i>Diglossa baritula</i>	Age.sp	<i>Ageratina</i> sp.
Empi.fulv	<i>Empidonax fulvifrons</i>	Eup.sp	<i>Eupatorium</i> sp.
Empi.hamm	<i>Empidonax hammondii</i>	Morfo 9	Morfoespecie 9
Empi.min	<i>Empidonax minimus</i>	Mont.tomen	<i>Montanoa tomentosa</i>
Empi.occ	<i>Empidonax occidentalis</i>	Eup.schaff	<i>Eupatorium schaffneri</i>
Falco.spar	<i>Falco sparverius</i>	Pop.delt	<i>Populus deltoides</i>
Geo.nel	<i>Geothlypis nelsoni</i>	Morfo 35	Morfoespecie 35
Geo.tolm	<i>Geothlypis tolmiei</i>	Morfo 36	Morfoespecie 36
Geo.trich	<i>Geothlypis trichas</i>	Morfo 40	Morfoespecie 40
Haem.mex	<i>Haemorhous mexicanus</i>	Mo.rubra	<i>Morus rubra</i>
Hirund.rus	<i>Hirundo rustica</i>	Nico.glauca	<i>Nicotiana glauca</i>
Hylo.leuc	<i>Hylocharis leucotis</i>	Opun.robust	<i>Opuntia robusta</i>
Ict.vire	<i>Icteria virens</i>	Opun.tom	<i>Opuntia tomentosa</i>
Ict.abei	<i>Icterus abeillei</i>	Penni.clan	<i>Pennisetum clandestinum</i>
Ict.bullo	<i>Icterus bullockii</i>	Pho.brach	<i>Phoradendron brachystachyum</i>
Ict.pari	<i>Icterus parisorum</i>	Phyto.ico	<i>Phytolacca icosandra</i>
Ict.spur	<i>Icterus spurius</i>	Pit.praecox	<i>Pittocaulon praecox</i>
Lamp.clem	<i>Lampornis clemenciae</i>	Phor.brach	<i>Phoradendron brachystachyum</i>
Lan.ludo	<i>Lanius ludovicianus</i>	Resed.lute	<i>Reseda luteola</i>
Mela.caeru	<i>Melanotis caerulescens</i>	Rici.commu	<i>Ricinus communis</i>
Mel.melodia	<i>Melospiza melodia</i>	Salv.mexi	<i>Salvia mexicana</i>
Meloz.fusc	<i>Melozone fusca</i>	Schi.molle	<i>Schinus molle</i>
Meloz.kie	<i>Melozone kieneri</i>	Senna.siam	<i>Senna siamea</i>
Mimu.poly	<i>Mimus polyglottos</i>	Set.grise	<i>Setaria grisebachii</i>

Anexo 3. (Continúa).

Abreviatura aves	Especies aves	Abreviatura plantas	Especies plantas
Mnio.var	<i>Mniotilta varia</i>	Set.parvi	<i>Setaria parviflora</i>
Mol.aen	<i>Molothrus aeneus</i>	Wigan.uren	<i>Wigandia urens</i>
Myiar.caru	<i>Myiarchus cinerascens</i>		
Myar.tuber	<i>Myiarchus tuberculifer</i>		
Myiob.min	<i>Myioborus miniatus</i>		
Oreo.cel	<i>Oreothlypis celata</i>		
Oreo.pere	<i>Oreothlypis peregrina</i>		
Oreo.rufi	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>		
Oreo.virg	<i>Oreothlypis virginiae</i>		
Pass.dom	<i>Passer domesticus</i>		
Pass.cae	<i>Passerina caerulea</i>		
Passer.ciris	<i>Passerina ciris</i>		
Passer.ver	<i>Passerina versicolor</i>		
Pheuc.ludo	<i>Pheucticus ludovicianus</i>		
Pheu.mela	<i>Pheucticus melanocephalus</i>		
Pico.scale	<i>Picoides scalaris</i>		
Pira.flav	<i>Piranga flava</i>		
Pira.ludo	<i>Piranga ludoviciana</i>		
Pira.rubra	<i>Piranga rubra</i>		
Poli.cae	<i>Polioptila caerulea</i>		
Psal.mini	<i>Psaltriparus minimus</i>		
Ptilio.cine	<i>Ptiliogonys cinereus</i>		
Pyro.rubi	<i>Pyrocephalus rubinus</i>		
Quis.mex	<i>Quiscalus mexicanus</i>		
Reg.calen	<i>Regulus calendula</i>		
Selas.platy	<i>Selasphorus platycercus</i>		

Anexo 3. (Continúa).

Abreviatura aves	Especies aves	Abreviatura plantas	Especies plantas
Selas.ruf	<i>Selasphorus rufus</i>		
Sial.mexi	<i>Sialia mexicana</i>		
Spin.nota	<i>Spinus notatus</i>		
Spin.psal	<i>Spinus psaltria</i>		
Spiz.atro	<i>Spizella atrogularis</i>		
Spiz.passer	<i>Spizella passerina</i>		
Stel.serri	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>		
Thryo.bew	<i>Thryomanes bewickii</i>		
Toxos.curvi	<i>Toxostoma curvirostre</i>		
Tro.aed	<i>Troglodytes aedon</i>		
Tur.mig	<i>Turdus migratorius</i>		
Tur.rufo	<i>Turdus rufopalliatus</i>		
Tyrann.voci	<i>Tyrannus vociferans</i>		
Vire.belli	<i>Vireo bellii</i>		
Vire.cassi	<i>Vireo cassini</i>		
Vire.gilvus	<i>Vireo gilvus</i>		
Vire.hutto	<i>Vireo huttoni</i>		