

**UNIVERSIDAD NACIONAL
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Informe Escrito Final

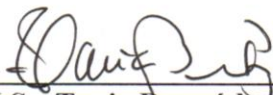
Cantidad y estacionalidad del aporte de las aves residentes, en la dispersión de semillas en remanentes de bosque ribereño en una microcuenca urbana, San José, Costa Rica

Proyecto de graduación presentado como requisito parcial para optar al grado de Licenciatura en Biología con énfasis en Manejo de Recursos Naturales

Sergio Gabriel Quesada Acuña

**Campus Omar Dengo
Heredia, 2018**

Este trabajo de graduación fue APROBADO por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Biología con énfasis en Manejo de Recursos Naturales.



M.Sc. Tania Bermúdez Rojas
Presidenta del Tribunal

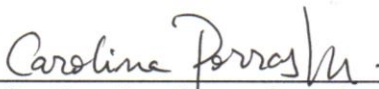
Sustituye al Decano de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



Lic. Alejandro Durán Apuy
Sustituye a la Directora de la Escuela de Ciencias Biológicas



M. Sc. Oscar Ramírez Alán
Tutor



M. Sc. Carolina Porras Martínez
Asesora

Ph.D. Luis Sandoval Vargas
Invitado especial

Resumen

La dispersión de semillas por aves es un fenómeno ecológico fundamental para la regeneración natural de los ecosistemas urbanos tropicales. Este trabajo pretende analizar en términos de cantidad y estacionalidad, el aporte de las aves residentes en la dispersión de semillas en remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres; para el diseño de una estrategia de manejo que procure su regeneración natural. Se aplicó la metodología de redes de niebla en dos remanentes de bosque ribereño urbano en San José, Costa Rica. De cada ave capturada se analizó el contenido de sus excretas en busca de semillas y posteriormente se analizó su germinación en laboratorio. Se realizaron nueve muestreos en Finca 3 UCR y 12 muestreos en Reserva Conejos. La cantidad de individuos y de especies capturadas en ambos sitios fue significativamente mayor durante la transición seca-lluviosa 2016. Se capturaron un total de 168 aves de 23 especies residentes, pertenecientes a 12 familias. Las familias con mayor número de especies fueron: Passerellidae y Thraupidae (4 cada una); seguidas por Troglodytidae (3 especies). Las cinco especies que dispersaron mayor cantidad de semillas durante el año fueron: *Turdus grayi*, *Thraupis episcopus*, *Momotus lessonii*, *Saltator coerulescens* y *Melanerpes hoffmannii*. Las especies de aves residentes dispersaron una mayor cantidad de semillas durante la transición seca-lluviosa. Se sugieren 11 recomendaciones básicas para plantear una estrategia de manejo que pueda favorecer la regeneración natural de las áreas verdes urbanas (Cuadro 6). Los resultados generales de esta investigación sugieren que es importante considerar el periodo de transición seca-lluviosa cuando se realicen estrategias de restauración ecológica. Una estrategia de manejo para la regeneración natural de remanentes de bosque ribereño urbano debe considerar ciertas recomendaciones aplicables a cualquier parche de vegetación, independientemente a su área y forma.

Agradecimiento

Mi agradecimiento total a Dios por encontrarme cuando menos lo merecía, por amarme a pesar de mis errores y por tantas bendiciones pasadas, presentes y futuras.

Infinita gratitud a mi amada esposa Gaby Pérez Gómez. Gracias por apoyarme, ayudarme y soportarme cada día, con amor incondicional y paciencia. Lo mejor está por venir y lo viviremos juntos.

Muchas gracias a todos los que me brindaron su apoyo y ayuda, en distintos grados y en distintas etapas del proyecto: Agustín Vega, Albert Morera, Alexander Rodríguez, Andrea Vincent, Antonio Pérez, Carlos Araya, Carlos Quesada, Carola Scholz, Carolina Porras, Daniela Vargas, Enrique Quesada, Erlam Morraz, Jorge Hernández, José Castro A., José Castro S., Julián Monge, Kathleen Masis, Ligia Bermúdez, Lizbeth Acuña, Mónica González, Néstor Quesada, Norman Gómez, Oscar Molina, Oscar Ramírez, Paola Gastezzi, Patricia Acosta, Rafael Gutiérrez, Ricardo Quesada, Roberto Vargas, Rolando Castro, Virginia Alvarado, Wendy Ramírez y Zaidett Barrientos. Que Dios los bendiga aún más.

Agradezco al Proyecto “Vulnerabilidad Biofísica de la Microcuenca del Río Torres, San José, Costa Rica”, de la Vicerrectoría de Investigación, UNED, por facilitarme todo el equipo necesario para el muestreo y apoyarme durante todo el proceso.

Agradezco al Laboratorio Oficial de Análisis de Calidad de Semillas del Centro para Investigaciones en Granos y Semillas (CIGRAS), UCR, por adoptar mi propuesta de investigación como propia y facilitarme sus instalaciones de manera incondicional.

Dedicatoria

A mi esposa: Gaby Pérez Gómez, mi mayor tesoro e inspiración.

A mis padres: Enrique Quesada y Lizbeth Acuña, mis primeros ejemplos.

A mis hermanos: Ricardo, Carlos y Néstor, mis amigos eternos.

Índice

Miembros del Tribunal.....	I
Resumen.....	II
Agradecimiento.....	III
Dedicatoria.....	IV
Índice.....	V
Índice de cuadros.....	VI
Índice de figuras.....	VII
Abreviaturas.....	VIII
1. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes.....	2
1.2. Justificación.....	7
1.3. Objetivos.....	9
1.3.1. Objetivo general.....	9
1.3.2. Objetivos específicos.....	9
2. Metodología.....	10
2.1. Sitio de estudio.....	10
2.2. Diseño de muestreo y captura de aves.....	12
2.3. Recolección de excretas y semillas.....	13
2.4. Comprobación de la germinación.....	14
2.5. Estrategia de manejo.....	14
2.6. Análisis estadístico.....	15
3. Resultados.....	16
4. Discusión.....	24
5. Conclusiones.....	31
6. Recomendaciones.....	32
7. Bibliografía.....	33

Índice de cuadros

Cuadro 1	Parámetros comparativos en la captura de aves residentes en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)	16
Cuadro 2	Familia, especies y cantidad de individuos de aves residentes que no dispersaron semillas según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica. Periodo de transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)	18
Cuadro 3	Familia, especies y cantidad de individuos de aves residentes que dispersaron semillas según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica. Periodo de transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)	19
Cuadro 4	Desempeño anual de las especies de aves residentes que dispersaron semillas en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)	20
Cuadro 5	Parámetros comparativos en las semillas dispersadas por aves residentes en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)	21
Cuadro 6	Recomendaciones para plantear una estrategia de manejo para la restauración ecológica de dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica	21

Índice de figuras

Figura 1	Usos de suelo alrededor de Finca 3 UCR, Mercedes de Montes de Oca, San José, Costa Rica (1220 m.s.n.m.)	11
Figura 2	Usos de suelo alrededor de la Reserva Conejos, Rohrmoser, San José, Costa Rica (1050 m.s.n.m.)	12
Figura 3	Tasa de captura de aves residentes (individuos) según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica	17
Figura 4	Tasa de captura de aves residentes (especies) según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica	17

Abreviaturas

CIGRAS	Centro para Investigaciones en Granos y Semillas
CR	Costa Rica
CRTM05	Proyección: Costa Rica Transverse Mercator 2005
GAM	Gran Área Metropolitana
ISTA	International Seed Testing Association
L16	Estación lluviosa 2016
MSJ	Municipalidad de San José
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
S17	Estación seca 2017
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación
ONG	Organizaciones No Gubernamentales
T16	Transición seca-lluviosa 2016
UCR	Universidad de Costa Rica
UNED	Universidad Estatal a Distancia
WGS84	Sistema de coordenadas: World Geodetic System 1984

1. Introducción

En las últimas décadas, el deterioro ambiental asociado a las actividades humanas se ha hecho más grave y evidente: los recursos naturales son explotados a niveles insostenibles para satisfacer la demanda del aumento demográfico; las fronteras agrícola y urbana se expanden hasta aislar la biodiversidad en pequeños fragmentos donde las especies desaparecen; el paisaje global ha empezado a “homogeneizarse” en apariencia y condiciones climáticas; y la contaminación alcanza grados extremos en aire, agua y suelo (Faggi y Perepelizin 2006, Bojorges-Baños 2009, Barrientos 2010). Tales señales de deterioro ambiental encuentran su máxima expresión en las ciudades modernas y esto ha generado conciencia mundial sobre la importancia de redirigir la investigación científica hacia la comprensión y disminución de los conflictos entre el ser humano y el medio ambiente, a través de disciplinas como la restauración ecológica (Barrientos y Monge-Nájera 2010, Barrientos 2013).

La restauración ecológica es una disciplina científica que busca acelerar la recuperación de un ecosistema degradado y sus componentes (suelo, agua, aire, nutrientes, entre otros) mediante el desarrollo de prácticas que detengan la perturbación y faciliten las condiciones adecuadas para la regeneración natural, incluso en la severa degradación de los ecosistemas urbanos (Meli 2003, Barrientos 2013). Dado que toda decisión de restauración debe considerar aspectos prácticos como: el deterioro inicial, el tiempo y los recursos económicos con los que se cuenta; con frecuencia se decide evitar la perturbación y permitir que la regeneración natural recupere el ecosistema degradado (Barrantes y Pereira 2002, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012).

Por lo general, los ecosistemas urbanos ofrecen pocas posibilidades para permitir la regeneración natural porque el cambio de uso del suelo involucra grandes extensiones de terreno que han sido impermeabilizadas permanentemente con concreto (Monge-Nájera 2013). Sin embargo, en ciertas áreas cercanas a ríos, la abrupta topografía dificultó el desarrollo habitacional y favoreció la permanencia de fragmentos de bosque ribereño junto a cafetales, tacotales, potreros arbolados o antiguos cultivos inmersos en matrices urbanas, los cuales podrían eventualmente regenerarse (Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Estrada y

Sánchez 2012, Barrientos 2013); aunque se ha documentado que el proceso se dificulta por la acción conjunta de diversos factores del suelo (erosión, compactación, infertilidad), factores del entorno urbano (escasa cobertura vegetal, alta escorrentía, poca biodiversidad) y principalmente por factores relacionados a la dispersión de semillas (Holl *et al.* 2000, Meli 2003, Rost *et al.* 2009, Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Graham y Page 2012).

1.1. Antecedentes

En los ecosistemas tropicales, la mayoría de las plantas leñosas producen frutos carnosos para que sus semillas sean ingeridas y dispersadas por animales vertebrados (Bleher y Bohning-Gaese 2006, Beckman y Muller-Landau 2007). Esta estrategia de dispersión llamada endozoocoria se ha registrado en un 90% de las plantas pioneras neotropicales (Acosta-Rojas *et al.* 2012, Castro-Luna y Galindo-González 2012, Estrada y Sánchez 2012), las cuales se ven favorecidas para colonizar nuevos territorios a distancias más largas, aumentar o acelerar su germinación, mejorar el intercambio genético, entre otras ventajas que hacen de la endozoocoria un factor determinante en la regeneración natural de los ambientes degradados (Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Acosta-Rojas *et al.* 2012, Estrada y Sánchez 2012, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012). La endozoocoria puede ser realizada por distintos grupos faunísticos, pero se considera que las aves son el principal dispersor de semillas de los ecosistemas neotropicales por su diversidad, adaptabilidad y capacidad de desplazamiento (Salvande *et al.* 2011, Karubian *et al.* 2012).

La frugivoría de muchas especies de aves está ampliamente documentada (Stiles y Skutch 2007, Estrada y Sánchez 2012, Garrigues y Dean 2014) y existen decenas de ellas que se han adaptado a vivir en entornos dominados por las actividades humanas (Pejchar *et al.* 2008, Chamberlain *et al.* 2009, Artavia y Valle 2013) como por ejemplo el yigüirro (*Turdus grayi*), la viudita (*Thraupis episcopus*) y el comemaíz (*Zonotrichia capensis*), aves residentes frecuentes de las ciudades neotropicales donde el estudio de sus funciones ecológicas es importante para desarrollar prácticas dirigidas a facilitar la regeneración natural de los ambientes degradados (Stiles y Skutch 2007, Estrada y Sánchez 2012, Garrigues y Dean 2014).

La dispersión de semillas por aves es un fenómeno ecológico fundamental para la regeneración natural de los ecosistemas tropicales (Leighton-Reid *et al.* 2008, Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Karubian *et al.* 2012), existen numerosos estudios científicos que analizan el desempeño de las aves como dispersores desde dos aspectos principales: la cantidad de semillas dispersadas (o lluvia de semillas) y la calidad de las mismas (considerando que una semilla dañada no podrá ser dispersada) (Loiselle y Blake 1999, Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Traveset *et al.* 2008, Gasperin y Pizo 2012). Sin embargo, en la práctica son escasos los estudios que involucran simultáneamente ambos aspectos de la dispersión efectiva (Loiselle y Blake 1999, Spiegel y Nathan 2007, Hernández- Ladrón de Guevara *et al.* 2012).

Las semillas dispersadas por aves pueden obtenerse con distintas metodologías, desde analizar contenidos estomacales (autopsias) hasta utilizar sustancias para inducir al vómito (eméticos), sin embargo, el “recolectar sus excretas” es la forma menos invasiva, más natural y más confiable (Sutherland *et al.* 2004) y las excretas pueden ser recolectadas utilizando: redes de niebla (Rougés y Blake 2001, Spotswood *et al.* 2012); trampas de semillas (Pejchar *et al.* 2008, Rost *et al.* 2009); observación directa (Salvande *et al.* 2011, Cestari y Pizo 2013); perchas artificiales (Vicente *et al.* 2010, Graham y Page 2012); recolección directa en arbustos, tocones o afloramientos rocosos (Barrantes y Pereira 2002); y con frecuencia, combinaciones de las anteriores (Castley *et al.* 2001, Reid *et al.* 2012).

Una vez obtenidas las semillas es posible analizar su presencia y abundancia para realizar listados de especies vegetales (Rougés y Blake 2001, Barrantes y Pereira 2002, Tomazi *et al.* 2010); estimaciones sobre la cantidad de semillas que se dispersan en un área o en un tiempo determinado (Holl *et al.* 2000, Vicente *et al.* 2010): seleccionar las especies de aves que dispersan más semillas (Spiegel y Nathan 2007, Salvande *et al.* 2011); o incluso analizar la mejor estación del año en cuanto al ingreso de semillas al ecosistema (Barrantes y Pereira 2002, Tomazi *et al.* 2010); siempre buscando comprender mejor los mecanismos de regeneración natural (Holl *et al.* 2000).

Por otro lado, los estudios sobre la calidad de la dispersión suelen evaluar la germinación en función del tiempo que tarda la semilla en atravesar el tracto digestivo del ave (Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Spiegel y Nathan 2007, Gasperin y Pizo 2012); o el efecto de los ácidos digestivos sobre las semillas (Traveset *et al.* 2008). Con frecuencia,

este tipo de estudios son realizados con aves silvestres en cautividad momentánea y permiten estimar la distancia de dispersión en términos más reales (Spiegel y Nathan 2007, Gasperin y Pizo 2012); ayudan a determinar el efecto neutral, positivo o negativo del tracto digestivo sobre las semillas (Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Traveset *et al.* 2008, Acosta-Rojas *et al.* 2012); o incluso incorporan la regurgitación como otro posible mecanismo de dispersión natural (Gasperin y Pizo 2012).

Además, debe reconocerse que los estudios sobre calidad de la dispersión incluyen en su análisis múltiples factores relacionados a la germinación, tales como: latencia, temperatura, humedad, luz, intercambio gaseoso, sustrato, entre otros (Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Varela y Arana 2011, Aud y Ferraz 2012). Por esta razón, describen con mayor detalle las formas en que las semillas dispersadas pueden verse beneficiadas (por ejemplo: acelerar su activación) o perjudicadas (por ejemplo: daños al embrión) durante su paso por el tracto digestivo del ave (Domínguez-Domínguez *et al.* 2006). Sin embargo, aunque este tipo de investigaciones requieren un considerable esfuerzo de laboratorio (Traveset *et al.* 2008, Acosta-Rojas *et al.* 2012), sus alcances son limitados porque cada especie de ave y planta posee características únicas; incrementando la complejidad en los mecanismos de dispersión natural (Loiselle y Blake 1999, Gasperin y Pizo 2012).

A pesar de su importancia, la dispersión de semillas por aves es un factor de la regeneración natural poco estudiado en América Central, sobre todo si se considera que la región centroamericana comparte un pasado de deforestación excesiva (Meli 2003, Ibrahim *et al.* 2007, Zahawi y Holl 2009, Núñez-Guale 2008). Es posible que la deforestación histórica de la región influyera para que las investigaciones fueran dirigidas hacia temas más importantes en la agenda política, como aumentar la cobertura boscosa y reducir la fragmentación de los hábitats, mediante estrategias activas como la reforestación, principalmente de franjas denominadas corredores biológicos (Meli 2003, Rojas y Chavarría 2005, SINAC 2008, Gastezzi-Arias *et al.* 2017).

En ese sentido, Costa Rica no ha sido la excepción y los corredores biológicos han sido casi una prioridad gubernamental desde 1997 cuando los presidentes de la región aprobaron el proyecto internacional Corredor Biológico Mesoamericano, involucrando a decenas de organizaciones no gubernamentales, instituciones autónomas, propietarios de fincas y empresas privadas (Rojas y Chavarría 2005, SINAC 2008). A la fecha, el país

cuenta con más de 35 iniciativas de corredores biológicos estatales, privados y mixtos (Rojas y Chavarría 2005, SINAC 2008) que generan muchas oportunidades de investigación, pero provocan que la mayoría de estudios científicos sobre dispersión y regeneración natural se desarrollen en pastizales colindantes a áreas ya protegidas (Meli 2003, Hooper *et al.* 2005, Esquivel *et al.* 2008, Pejchar *et al.* 2008).

Por lo general, las investigaciones en zonas rurales costarricenses promueven la modificación de las prácticas agropecuarias tradicionales para establecer sistemas agroforestales como potreros arbolados o cercas vivas, que proporcionen conectividad del paisaje, generen beneficios al ecosistema y favorezcan la conservación de la biodiversidad (Barrantes y Pereira 2002, Menacho-Odio y Saénz 2004).

Dado que usualmente se utiliza la avifauna como indicador de biodiversidad (Menacho-Odio y Saénz 2004) con frecuencia se realizan inventarios de aves para ilustrar la riqueza biológica de los sitios alterados. Así por ejemplo, en Esparza, Puntarenas, se registraron más de 110 especies de aves en fincas ganaderas con cercas vivas y remanentes de vegetación ribereña (Menacho-Odio y Saénz 2004, Saénz *et al.* 2006); en Hojancha, Guanacaste, se observaron 64 especies de aves en bosques restaurados en potreros abandonados (Núñez-Guale 2008); entre Moín y Cahuita, Limón, se registraron 123 especies de aves en ecosistemas alterados como potreros, cultivos y remanentes de bosque ribereño (Villegas-Arguedas y Villalobos-Céspedes 2014); y en Coto Brus, Puntarenas, se contabilizaron entre 83 y 144 especies de aves en un potrero reforestado y las fincas a su alrededor (Hughes *et al.* 2002, Leighton-Reid *et al.* 2008).

Las primeras investigaciones sobre dispersión de semillas por aves en Costa Rica fueron estudios descriptivos, realizados por observación directa en determinadas especies de árboles y recopilados en libros de historia natural (Stiles y Skutch 2007). Aportes de este tipo de estudios pioneros son: el conteo de 16 especies de aves alimentándose de *Trichilia cuneata* (Meliaceae) en un remanente de bosque ribereño en Cañas, Guanacaste (Leck 1969) o los registros en Liberia, Guanacaste sobre 14 especies de aves consumiendo semillas ariladas de *Casearia corymbosa* (Flacourtiaceae) (Howe y VandeKerckhove 1979), 21 especies de aves consumiendo higos de *Ficus cotinifolia* (Moraceae) (Jordano 1983); y 11 especies de aves alimentándose de *Cecropia peltata* (Moraceae) (Fleming y Williams 1990).

Poco después, la observación directa comenzó a combinarse con el análisis de excretas, principalmente en bosques secundarios avanzados (Wheelwright y Janson 1985, Blake y Loiselle 1991, 1992, Loiselle y Blake 1994, 1999), encontrando por ejemplo, que algunas aves de Monteverde, Puntarenas, consumían al menos 30 frutos distintos (Wheelwright y Janson 1985); en Tortuguero, Limón, se hallaron semillas de *Conostegia xalapensis* (Melastomataceae) en excretas de 15 especies de aves (Wolfe *et al.* 2014); y en Sarapiquí, Heredia, se encontraron restos de 98 especies de plantas, principalmente melastomatáceas y rubiáceas, en las heces de 30 especies de aves migratorias; registrando excretas hasta con cuatro tipos de semillas a la vez; y a la especie migratoria *Catharus ustulatus* (Turdidae), consumiendo al menos 63 frutos distintos (Blake y Loiselle 1992).

Pronto algunos investigadores vieron la necesidad de estudiar la dispersión de semillas por aves en pastizales rurales y su importancia para la regeneración natural de áreas degradadas. Acá sobresale la observación de 18 especies de aves frugívoras en bordes de potreros en las faldas del volcán Barva, Heredia, donde se identificaron 28 especies de plantas a partir de 133 excretas y se analizaron las características de *Turdus plebejus* (Turdidae) como uno de los principales dispersores del bosque montano (Barrantes y Pereira 2002). En Coto Brus, Puntarenas, se obtuvo que la abundancia de las aves (y no su riqueza) fue el factor que mejor predijo la riqueza de las semillas dispersadas (Pejchar *et al.* 2008) y otro estudio en la misma región comprobó que los pastizales abandonados tienen una lluvia de semillas extremadamente baja que podría aumentar en presencia de aves dispersoras, facilitando los procesos de regeneración natural (Reid *et al.* 2012).

Al igual que los pastizales rurales, la regeneración natural de las áreas verdes rodeadas por matrices urbanas también es posible, principalmente en aquellos lugares donde coexisten fragmentos de bosque ribereño junto a cafetales, tacotales, potreros arbolados o antiguos cultivos (DiStéfano *et al.* 1996, Estrada y Sánchez 2012, Barrientos 2013). Al detener la perturbación en estos escenarios urbanos se generan las condiciones adecuadas para permitir la regeneración natural, se restablecen las especies pioneras arbustivas y posteriormente se desarrollan franjas de vegetación que podrían considerarse verdaderos corredores biológicos interurbanos o reservorios de diversidad genética (DiStéfano *et al.* 1996, Feoli 2013, Monge-Nájera 2013, Gastezzi-Arias *et al.* 2017).

1.2. Justificación

Los ecosistemas urbanos son completamente distintos a los hábitats naturales en cuanto a recursos alimenticios, refugio, condiciones climáticas, ruido, depredadores, contaminación y disturbios de todo tipo que han sido directamente relacionados con la pérdida de biodiversidad (Bojorges-Baños 2009, Chamberlain *et al.* 2009). Sin embargo, la existencia de una importante avifauna asociada a los asentamientos humanos se presenta como un fenómeno intrigante que ha sido estudiado alrededor del mundo desde hace varias décadas (Guix 2007, Bojorges-Baños 2009, Chamberlain *et al.* 2009).

Históricamente, los estudios sobre avifauna urbana en Latinoamérica se han enfocado en analizar cambios en la diversidad y abundancia de las comunidades de aves, ya sea: en diferentes grados de urbanización (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009, Perepelizin y Faggi 2009, MacGregor-Fors y Schondube 2012), en parques urbanos de diferente tamaño y composición florística (Donnelly y Marzluff 2004, Caula *et al.* 2010, Nolzco 2012) o en parches de bosque que paulatinamente quedaron aislados dentro del urbanismo (Franz *et al.* 2010). Este tipo de investigaciones por lo general concluyen reiterando la importancia de reverdecer las ciudades al máximo posible, preferiblemente restaurando las condiciones del ecosistema original para beneficio de la avifauna y la biodiversidad (Donnelly y Marzluff 2004).

En Latinoamérica también son abundantes los estudios que recopilan información sobre los diversos efectos del urbanismo en la historia natural de las aves en términos de dieta, sobrevivencia, reproducción o similares (Bojorges-Baños 2009) y finalmente deben mencionarse los inventarios de avifauna realizados para sitios urbanos específicos (Stiles 1990, Ríos-Medina *et al.* 2007). Dichas investigaciones poseen su importancia, pero se enfocan mayormente en el estado de conservación de las poblaciones de aves, de manera que por años se han dejado de analizar las funciones ecológicas de las aves urbanas y su aporte para la regeneración natural de los ecosistemas degradados que han quedado inmersos en matrices urbanas.

En Costa Rica, la idea de restaurar los espacios verdes en la Gran Área Metropolitana (GAM) es relativamente reciente. Las primeras investigaciones dirigidas a la

restauración de un pequeño bosque urbano en los alrededores de la Universidad de Costa Rica (San Pedro de Montes de Oca, San José), fueron realizadas por Luis A. Fournier en 1976 sin apoyo gubernamental (DiStéfano *et al.* 1996).

Sin embargo, la restauración ecológica de los ecosistemas urbanos costarricenses toma fuerza nuevamente a partir del año 2011 cuando un reducido grupo de investigadores y ecólogos plantearon al gobierno la creación de corredores biológicos interurbanos como un esfuerzo interinstitucional por mejorar las condiciones ambientales de la GAM (Artavia y Valle 2013, Feoli 2013, Gastezzi-Arias *et al.* 2017).

El proyecto: “Vulnerabilidad biofísica de la microcuenca del río Torres, San José, Costa Rica”, desarrollado por la Vicerrectoría de Investigación, UNED, entre 2014 y 2016, es uno de esos esfuerzos institucionales enfocados en conocer el estado actual de la microcuenca para proponer medidas de restauración, mitigación y conservación de estos ecosistemas urbanos (Gastezzi-Arias *et al.* 2017).

Dicho proyecto evaluó principalmente tres componentes: la contaminación del agua, la erosión a las márgenes del río y el estado de salud de la comunidad de aves; de manera que se les propuso incorporar un breve estudio sobre “dispersión de semillas por aves”, considerando sus funciones ecológicas para la regeneración natural de remanentes de bosque ribereño (Estrada 2013, Jiménez 2013, Monge-Nájera 2013), generando conocimientos científicos que sirvan de base para establecer estrategias de restauración adecuadas (Barrientos y Monge-Nájera 2010, Barrientos 2013).

Ante la falta de información sobre la dispersión de semillas por aves en los ecosistemas urbanos, y considerando que las aves dispersan semillas eficazmente en todos los ambientes que habitan (Holl *et al.* 2000, Bleher y Bohning-Gaese 2006, Karubian *et al.* 2012), este trabajo pretende analizar en términos de cantidad y estacionalidad, el aporte de las aves residentes, en la dispersión de semillas en remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica; para el diseño de una estrategia de manejo que procure su restauración ecológica.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Analizar en términos de cantidad y estacionalidad, el aporte de las aves residentes en la dispersión de semillas en remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica; para el diseño de una estrategia de manejo que procure su restauración ecológica.

1.3.2. Objetivos Específicos

Identificar las especies de aves residentes que dispersan mayor cantidad de semillas, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica.

Relacionar la estación del año con la cantidad de semillas dispersadas por aves residentes, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica.

Proponer una estrategia de manejo para la restauración ecológica de remanentes de bosque ribereño urbano, considerando la cantidad y estacionalidad de la dispersión de semillas por aves residentes en la microcuenca del río Torres, San José, Costa Rica.

2. Metodología

2.1. Sitio de estudio

El río Torres, con una extensión aproximada de 12 km lineales, recorre la ciudad de San José, formando una microcuenca urbana que abarca cuatro de los cantones más poblados del país y desemboca en el río Virilla (Artavia y Valle 2013, Feoli 2013). La región presenta clima tropical premontano de dos estaciones: seca (diciembre-abril) y lluviosa (mayo-noviembre), con breves periodos transicionales entre ambas, para una precipitación anual promedio entre 2 000 mm y 3 000 mm (Barrientos 2010).

A lo largo de la microcuenca urbana del río Torres se seleccionaron dos remanentes de bosque ribereño utilizando como referencia las siguientes cinco condiciones: 1) poca intervención humana en su mantenimiento; 2) facilidad de acceso vía terrestre; 3) seguridad para los investigadores; 4) perímetro rodeado por urbanismo denso y 5) cercanía con potreros, pastizales o jardines. A continuación, se describen ambos sitios:

A) Finca 3, Universidad de Costa Rica, Montes de Oca (494925E, 1099875N): Es un terreno institucional de aproximadamente 210 000 m² contiguo al cauce principal del río Torres y un tributario menor, en la parte media-alta de la microcuenca a 1 220 m.s.n.m. (Fig. 1). La mayor parte de la propiedad se compone de jardines con árboles aislados e infraestructura deportiva-administrativa, pero hacia el norte subsisten unos 50 000 m² con remanentes de bosque ribereño sin utilización ni mantenimiento, excepto por algunos senderos recreativos que son limpiados ocasionalmente. El bosque ribereño posee árboles que rondan los 20 m de altura, de especies como: *Cecropia obtusifolia*, *Trichilia havanensis*, *Croton draco*, *Cojoba arborea*, *Ficus* spp. y *Erythrina* spp. Además, existe un estrato arbustivo de especies como: *Acnistus arborescens*, *Conostegia xalapensis*, *Oreopanax xalapensis*, *Miconia aeruginosa*, entre otras.

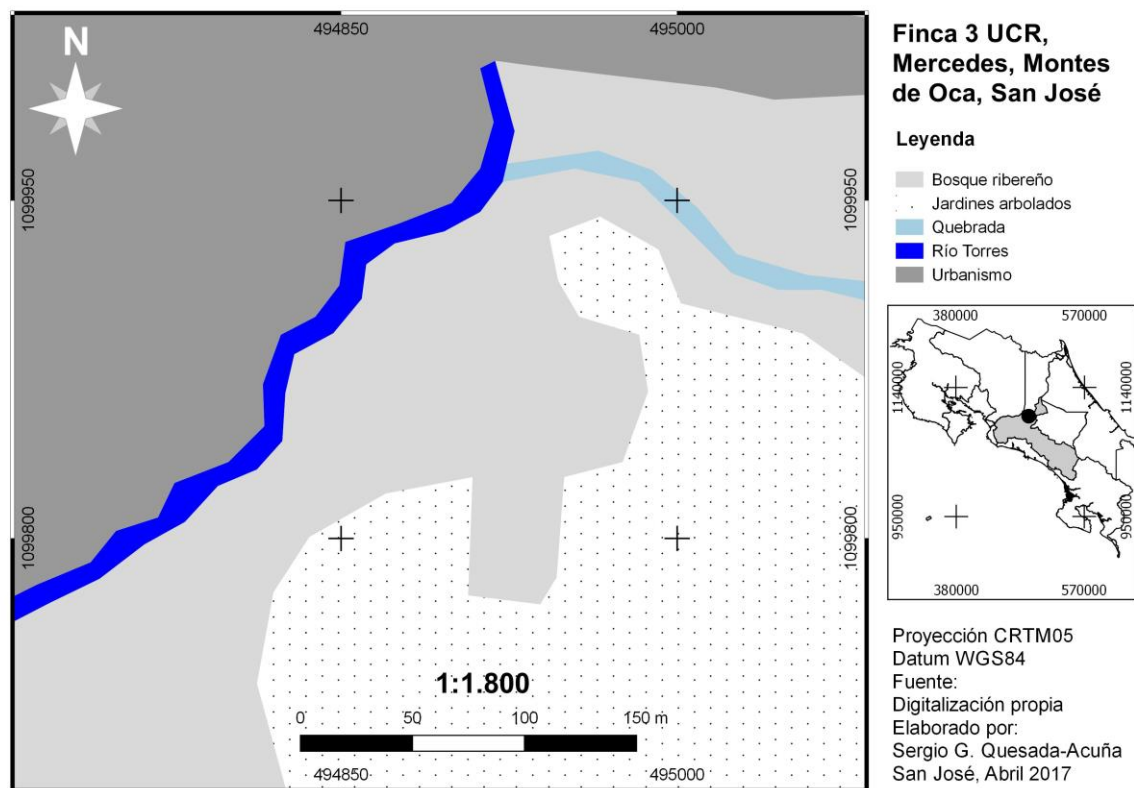


Figura 1. Usos de suelo alrededor de Finca 3 UCR, en Mercedes de Montes de Oca, San José, Costa Rica (1 220 m.s.n.m.).

B) Reserva Conejos, Rohrmoser (487575E, 1099575N): Es un terreno de protección municipal de aproximadamente 40 000 m² contiguo al cauce principal del río Torres, en la parte media-baja de la microcuenca a 1 050 m.s.n.m. (Fig. 2). Antes del año 2005, la propiedad era una escombrera cubierta por la gramínea *Pennisetum purpureum* y posteriormente la municipalidad de San José (MSJ) coordinó esfuerzos para proteger y aumentar la cobertura del bosque ribereño que actualmente alcanza unos 20 000 m². Para evitar invasiones, los vecinos dan un mantenimiento mínimo a la zona de pasturas con dos o tres cortas de zacate por año. A principios del 2017 se reforestó una parte del pastizal con árboles menores a los 150 cm de altura. El bosque ribereño posee árboles que rondan los 10 m de altura, de especies como: *Cecropia obtusifolia*, *Trichilia havanensis*, *Croton draco*, *Cojoba arborea*, *Ficus* spp. y *Erythrina* spp. Además, existe un estrato arbustivo con: *Acnistus arborescens*, *Conostegia xalapensis*, *Oreopanax xalapensis*, entre otras.

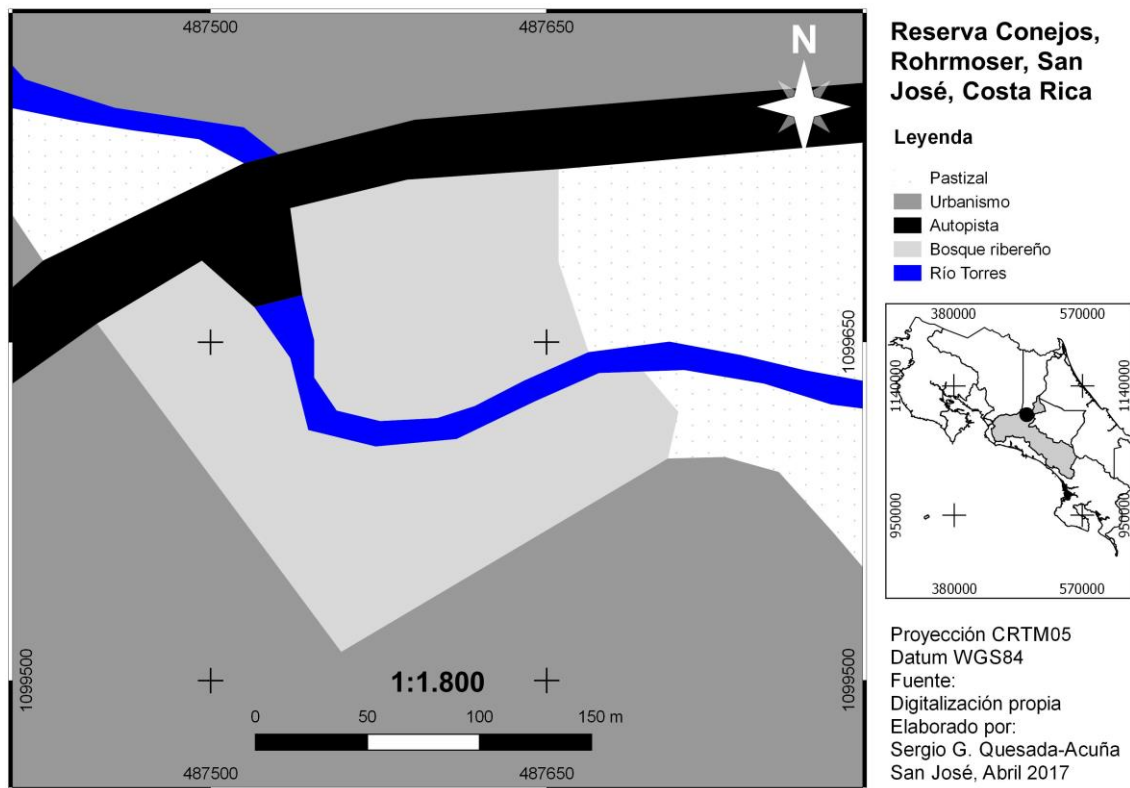


Figura 2. Usos de suelo alrededor de la Reserva Conejos, Rohrmoser, San José, Costa Rica (1 050 m.s.n.m.).

2.2. Diseño de muestreo y captura de aves

Cada sitio se visitó un total de 12 veces, considerando: cuatro visitas durante el periodo de transición seca-lluviosa 2016 (mayo-julio), cuatro visitas durante la estación lluviosa 2016 (setiembre-noviembre) y cuatro visitas durante la estación seca 2017 (enero-marzo). Todas las visitas se realizaron los sábados, alternando entre ambos sitios.

En cada visita se colocaron seis redes de niebla negras de tamaño estándar (2.60 m de alto, 12 m de largo y una luz de malla de 38 mm), distribuidas uniformemente, separadas por al menos 50 m unas de otras y direccionadas considerando las rutas de vuelo de las aves entre el bosque ribereño y sus alrededores (Ralph *et al.* 1996). Las redes permanecieron abiertas desde las 06:00 hasta las 12:00 horas por considerar este periodo como el principal

en la alimentación de las aves (Ralph *et al.* 1996) y se monitorearon cada quince minutos para evitar lesiones en las aves y pérdida de excretas.

Cada ave capturada se pesó utilizando una pesola o balanza de resorte (precisión: 0.5 g). La identificación de los individuos se realizó hasta nivel de especie utilizando guías especializadas (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014). Se marcó cada individuo mediante el corte de una pluma terciaria del ala izquierda, con el fin de detectar y excluir las recapturas (Ralph *et al.* 1996).

Se excluyeron del estudio las aves pertenecientes a la familia *Trochilidae* (colibríes), porque no consumen frutos ni semillas (Estrada y Sánchez 2012) y las aves migratorias latitudinales (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014), porque no formaban parte de los objetivos del estudio.

2.3. Recolección de excretas y semillas

Al detectar un ave atrapada en la red, se limpiaba un metro cuadrado del suelo justo debajo del ave, con el fin de atrapar las excretas que pudieran ser provocadas por el estrés de la manipulación inicial al desenredarla. Cada ave se colocó en una bolsa de tela individualizada en la que permaneció por un máximo de diez minutos para asegurar la obtención de la mayor cantidad de excretas (Moreno-Velásquez 2010, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012). Antes de liberar al ave, se inspeccionó su plumaje para detectar semillas adheridas, toda semilla que se encontró de esta manera se consideró dispersada y fue sumada a las semillas dentro de la bolsa de tela correspondiente.

Las semillas fueron recogidas con pinzas y se colocaron en un sobre de papel debidamente rotulado e individualizado, para ser transportadas al Laboratorio Oficial de Análisis de Calidad de Semillas del Centro para Investigaciones en Granos y Semillas de la Universidad de Costa Rica.

Si en las excretas se encontraban frutos enteros o fragmentos grandes, se procedió a manipular la muestra con el fin de obtener sólo las semillas; desechando la pulpa, la cáscara y otras partes no germinativas. No se excluyó ningún tipo de semilla ni de fruto.

2.4. Comprobación de la germinación

En el laboratorio, se contaron las semillas de cada excreta para asignar el valor “cantidad de semillas” y se pesó la masa total de semillas de cada excreta utilizando una balanza analítica (precisión: 0.0001 g) para asignar el valor “peso fresco de semillas”.

Todas las semillas de cada excreta se colocaron en una placa Petri esterilizada de 90 mm de diámetro, sobre un sustrato de papel filtro cualitativo N° 101 marca Advantec. El sustrato se humedeció con 4 ml de agua destilada y las placas se colocaron en una cámara de germinación programada: fotoperiodo de 12 horas luz y 12 horas oscuridad, temperatura de 30° C y humedad relativa del 98 %. El recuento de la germinación se realizó cada 48 horas durante 30 días.

Se consideraron “germinadas” aquellas semillas que mostraron una emergencia normal de la radícula (Domínguez-Domínguez *et al.* 2006, Tenorio-Galindo *et al.* 2008, Cabrera *et al.* 2010). Pasados los 30 días, se evaluó la viabilidad de todas las semillas que no germinaron, utilizando la prueba bioquímica con tetrazolio, según las recomendaciones generales de International Seed Testing Association (ISTA 2014).

2.5. Estrategia de manejo

Los datos obtenidos sobre cantidad y estacionalidad de la dispersión de semillas por aves residentes, junto con la revisión bibliográfica y las observaciones realizadas en ambos sitios de muestreo, se utilizaron para proponer una estrategia de manejo que pudiera favorecer la restauración ecológica de remanentes de bosque ribereño urbano.

En la estrategia de manejo se analizaron las actividades humanas como un obstáculo adicional para la regeneración natural de los ecosistemas urbanos, pero también representaron una oportunidad para asignar responsabilidades y establecer escenarios reales de coordinación interinstitucional para futuros esfuerzos de restauración ecológica.

Las recomendaciones de la estrategia de manejo se formularon para ser aplicadas en ambos sitios de estudio; procurando que con breves adaptaciones pudieran ser aplicables a todo tipo de remanentes de bosque ribereño urbano y las áreas verdes a sus alrededores.

2.6. Análisis estadístico

Para analizar si existían diferencias en la cantidad de individuos o la cantidad de especies capturadas en las distintas estaciones; se aplicó una prueba chi cuadrado simple o “bondad de ajuste” para cada caso, analizando ambos sitios de muestreo (Finca 3 UCR y Reserva Conejos) por separado.

Se calculó una “tasa de captura de individuos” para cada estación y sitio, dividiendo la cantidad de individuos capturados entre el esfuerzo de muestreo (horas red) y luego multiplicando el resultado por 100 (factor porcentual). De la misma forma, se calculó una “tasa de captura de especies” para cada estación y sitio, dividiendo la cantidad de especies capturadas entre el esfuerzo de muestreo (horas red) y luego multiplicando el resultado por 100 (factor porcentual). En ambos casos se redondeó a dos decimales.

Con las “tasas de captura” se realizaron pruebas de independencia de chi cuadrado por “tabla de contingencia”, para comprobar que las muestras de ambos sitios eran asociables, lo cual justifica continuar el análisis de los datos de manera conjunta. Este análisis se complementó con dos figuras.

Con los datos de dispersión de ambos sitios en conjunto, se establecieron estadísticos descriptivos y promedios para identificar cuáles especies de aves residentes dispersaron una mayor cantidad de semillas. Para esto se aplicó una prueba chi cuadrado simple o “bondad de ajuste” según cada caso.

Para determinar si en alguna estación del año se registra un aumento en la dispersión de semillas por aves residentes; se aplicó una prueba chi cuadrado simple o “bondad de ajuste” para cada caso. También se calculó una “tasa de captura de semillas” para cada estación, dividiendo la cantidad total de semillas entre el esfuerzo de muestreo (horas red) y luego multiplicando el resultado por 100 (factor porcentual). Se redondeó a dos decimales.

Todos los estadísticos descriptivos, las comparaciones estadísticas y las figuras complementarias se realizaron utilizando Microsoft Office Excel, R Studio y el sitio web de cálculo estadístico Vassarstats (<http://vassarstats.net/>).

3. Resultados

Se realizaron nueve muestreos en Finca 3 UCR y 12 muestreos en Reserva Conejos (Cuadro 1). En Finca 3 UCR se cancelaron tres muestreos de estación seca porque el sitio fue drásticamente modificado para la construcción de una nueva facultad y parqueo.

La cantidad de individuos capturados en Finca 3 UCR fue significativamente mayor ($X^2=51.92$; $gl=2$; $p<0.0001$) durante la transición seca-lluviosa 2016. También la cantidad de especies capturadas fue significativamente mayor ($X^2=11.14$; $gl=2$; $p=0.003$) durante el mismo periodo (Cuadro 1).

La cantidad de individuos capturados en Reserva Conejos fue significativamente mayor ($X^2=42.29$; $gl=2$; $p<0.0001$) durante la transición seca-lluviosa 2016. También la cantidad de especies capturadas fue mayor, aunque no significativamente ($X^2=4.70$; $gl=2$; $p=0.09$) durante el mismo periodo (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros comparativos en la captura de aves residentes en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)

Parámetros comparativos	Sitio de muestreo y Estaciones del año					
	Finca 3 UCR			Reserva Conejos		
	T16	L16	S17	T16	L16	S17
Esfuerzo de muestreo en horas red	144	144	36	144	144	144
Total de individuos capturados	55	22	3	58	17	13
Total de especies capturadas	14	5	2	16	7	8
Tasa de captura de individuos	38.19	15.28	8.33	40.28	11.80	9.03
Tasa de captura de especies	9.72	3.47	5.55	11.11	4.86	5.55

Las tasas de captura de individuos ($X^2=0.52$; $gl=2$; $p=0.76$) y de especies ($X^2=0.13$; $gl=2$; $p=0.93$) para cada sitio y estación (Cuadro 1), no mostraron diferencia estadística, por lo que ambas muestras pueden analizarse en conjunto (Figuras 3 y 4).

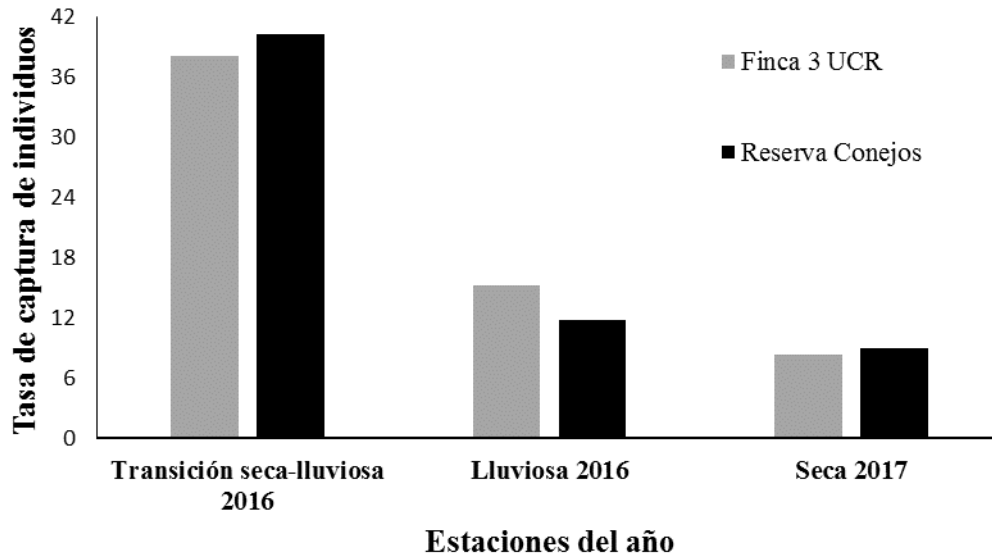


Figura 3. Tasa de captura de aves residentes (individuos) según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica.

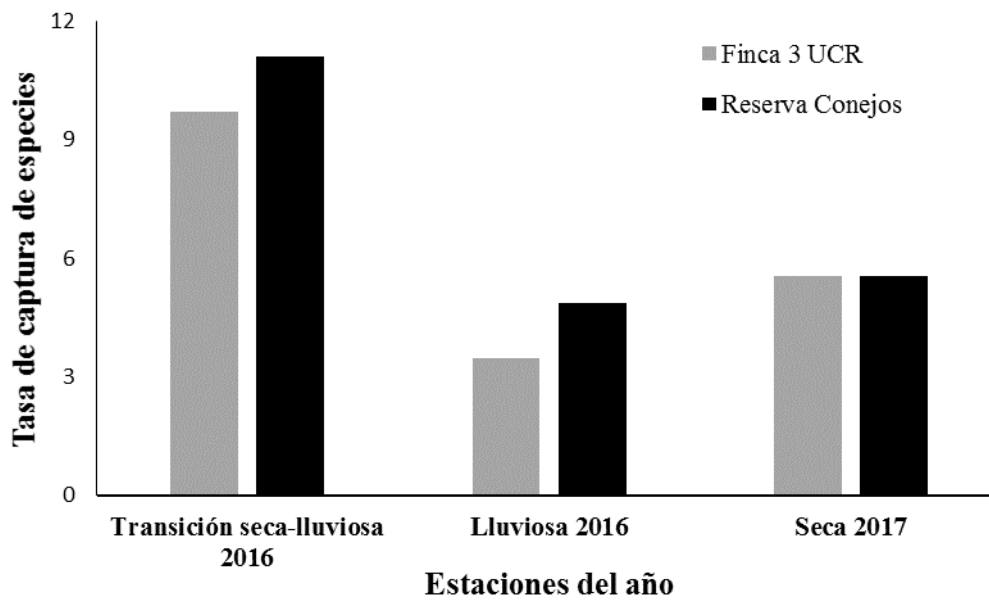


Figura 4. Tasa de captura de aves residentes (especies) según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica.

Se capturaron un total de 168 aves de 23 especies residentes, pertenecientes a 12 familias. Para su análisis, se clasificaron en dos grupos: especies que no dispersaron semillas (Cuadro 2) y especies que sí dispersaron semillas (Cuadro 3).

Las familias con mayor número de especies fueron: Passerellidae y Thraupidae (cuatro cada una); seguidas por Troglodytidae (tres especies); tres familias (Columbidae, Icteridae y Tyrannidae) representadas por dos especies cada una; y seis familias (Cuculidae, Furnariidae, Momotidae, Parulidae, Picidae y Turdidae) representadas por una especie (Cuadros 2 y 3).

Cuadro 2. Familia, especies y cantidad de individuos de aves residentes que no dispersaron semillas según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica. Estación de transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)

Familia	Especie	Individuos capturados por estación del año			
		T16	L16	S17	Total
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	0	0	2	2
	<i>Leptotila verreauxi</i>	3	1	2	6
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	1	0	0	1
Furnariidae	<i>Thripadectes rufobrunneus</i>	1	0	0	1
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	1	0	0	1
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	1	0	0	1
Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	6	2	2	10
	<i>Atlapetes albinucha</i>	1	0	0	1
Passerellidae	<i>Melospiza cabanisi</i>	0	1	0	1
	<i>Zonotrichia capensis</i>	7	0	0	7
Thraupidae	<i>Sporophila corvina</i>	2	1	2	5
	<i>Cantorchilus modestus</i>	3	6	0	9
Troglodytidae	<i>Thryophilus rufalbus</i>	0	1	1	2
	<i>Troglodytes aedon</i>	4	0	0	4

Cuadro 3. Familia, especies y cantidad de individuos de aves residentes que dispersaron semillas según la estación del año, en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica. Estación de transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)

Familia	Especie	Individuos capturados por estación del año			
		T16	L16	S17	Total
Momotidae	<i>Momotus lessonii</i>	6	2	2	10
Passerellidae	<i>Melospiza leucotis</i>	6	6	1	13
Picidae	<i>Melanerpes hoffmanni</i>	3	0	0	3
	<i>Saltator coerulescens</i>	3	0	1	4
Thraupidae	<i>Saltator maximus</i>	1	0	0	1
	<i>Thraupis episcopus</i>	10	0	0	10
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	46	19	3	68
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	5	0	0	5
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	3	0	0	3

Las únicas especies que dispersaron semillas en todas sus excretas fueron *S. coerulescens* y *S. maximus* (Cuadro 4).

Según la “cantidad total de semillas por especie”, las cinco especies que dispersaron mayor cantidad de semillas durante el año fueron: *T. grayi*, *T. episcopus*, *M. lessonii*, *S. coerulescens* y *M. hoffmannii* (Cuadro 4), mostrando una diferencia estadística significativa ($X^2=2097.7$; gl=4; $p<0.0001$).

Según el “promedio de semillas por individuo”, las cinco especies que dispersaron mayor cantidad de semillas durante el año fueron: *S. coerulescens*, *M. hoffmannii*, *T. episcopus*, *M. lessonii* y *T. grayi* (Cuadro 4), mostrando una diferencia estadística significativa ($X^2=14.07$; gl=4; $p=0.007$).

Cuadro 4. Desempeño anual de las especies de aves residentes que dispersaron semillas en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)

Especie	Excretas con semillas (Proporción)	Total de semillas	Promedio de semillas por individuo	Estación de capturas
<i>S. coerulescens</i>	4 de 4 (1.00)	196	49.00	T16, S17
<i>M. hoffmannii</i>	2 de 3 (0.66)	144	48.00	T16
<i>T. episcopus</i>	7 de 10 (0.70)	382	38.20	T16
<i>M. lessonii</i>	6 de 10 (0.60)	357	35.70	T16, L16, S17
<i>T. grayi</i>	44 de 68 (0.64)	1383	20.33	T16, L16, S17
<i>M. leucotis</i>	2 de 13 (0.15)	33	2.53	T16, L16, S17
<i>T. melancholicus</i>	1 de 3 (0.33)	3	1.00	T16
<i>P. sulphuratus</i>	2 de 5 (0.40)	5	1.00	T16
<i>S. maximus</i>	1 de 1 (1.00)	1	1.00	T16

Se obtuvieron un total de 69 excretas con semillas. En el 70 % de los casos (48 excretas) las semillas germinaron con normalidad y en el 30 % restante (21 excretas) no germinó ninguna semilla (Cuadro 5). La prueba bioquímica con tetrazolio aplicada a las semillas no germinadas resultó negativa, demostrando que eran semillas no viables.

Las especies de aves residentes dispersaron una mayor cantidad de semillas durante la transición seca-lluviosa 2016, según los parámetros: “cantidad total de semillas” ($X^2=2389.8$; $gl=2$; $p<0.0001$), “tasa de captura de semillas” ($X^2=779.36$; $gl=2$; $p<0.0001$) y “promedio de semillas por individuo” ($X^2=5.93$; $gl=2$; $p=0.05$), aunque en el último parámetro la diferencia resultó no significativa (Cuadro 5).

Cuadro 5. Parámetros comparativos en las semillas dispersadas por aves residentes en dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, Costa Rica; durante la transición seca-lluviosa 2016 (T16), estación lluviosa 2016 (L16) y estación seca 2017 (S17)

Parámetros comparativos	Estaciones del año		
	T16	L16	S17
Esfuerzo de muestreo en horas red	288	288	180
Excretas con semillas (Proporción)	53 de 113 (0.47)	12 de 39 (0.31)	4 de 16 (0.25)
Excretas con semillas que germinaron	40 de 53 (0.75)	4 de 12 (0.33)	4 de 4 (1.00)
Total de semillas	1970	442	92
Promedio de semillas por individuo	17.43	11.33	5.75
Tasa de captura de semillas	684.03	153.47	51.11

Los resultados de esta investigación, junto con la revisión bibliográfica y las observaciones realizadas en ambos sitios de muestreo, se consideraron para establecer 11 recomendaciones importantes para plantear una estrategia de manejo para la restauración ecológica de las áreas verdes urbanas (Cuadro 6).

Cuadro 6. Recomendaciones para plantear una estrategia de manejo para la restauración ecológica de dos remanentes de bosque ribereño en la microcuenca urbana del río Torres, San José, Costa Rica

Observación o Resultado	Recomendaciones (Referencias)	Responsable y Ejecución	
		Finca 3 UCR	Reserva Conejos
Los sitios son distintos en formas y tamaños, pero se comportaron de forma similar en la dispersión de semillas por aves residentes.	Todo parche de vegetación urbano puede eventualmente restaurarse y regenerarse; pues el mosaico resultante, en distintas etapas de sucesión, puede mejorar la conectividad y favorecer la biodiversidad (Bojorges-Baños y López-Mata 2006, Hernández-Ladrón de Guevara <i>et al.</i> 2012).	Las autoridades UCR deben dirigir sus esfuerzos hacia la restauración ecológica de su propio campus y producir las especies vegetales apropiadas.	La MSJ y las ONG deben dirigir sus esfuerzos hacia la restauración ecológica de las zonas de protección de los ríos y producir las especies vegetales apropiadas.

Los sitios colindaban con pastizales a la orilla del río Torres. El sitio Finca 3 UCR fue parcialmente destruido.	Cumplir la legislación existente que establece una “zona de protección” a los márgenes de los ríos urbanos, por ejemplo: Ley Forestal 7575, artículo 33 (Estrada 2013, Gastezzi-Arias <i>et al.</i> 2017).	Las autoridades UCR deben respetar las zonas de protección a las márgenes de los ríos que atraviesan el campus y el desarrollo de su infraestructura debe ser ejemplar en términos ecológicos y ambientales.	La MSJ debe fiscalizar el cumplimiento de las leyes y establecer sanciones y acciones de compensación ambiental para los infractores.
Los sitios son distintos en el uso de suelo y la cantidad de años que se han regenerado, pero se comportaron de forma similar en la dispersión de semillas por aves residentes.	La restauración debe considerar las diferentes etapas de la sucesión ecológica mediante cultivos sucesivos mezclando varias especies (Morales 2009, Cole <i>et al.</i> 2011).	La UCR posee un comité científico que los asesora sobre las especies vegetales a utilizar en la restauración del campus.	La MSJ, las organizaciones comunales y las ONG con interés en reforestación, deben asesorarse con especialistas sobre las especies vegetales a utilizar.
Los sitios son reforestados ocasionalmente utilizando sólo árboles, sin considerar estratos arbustivos ni etapas de sucesión temprana.	Incluir especies herbáceas y arbustivas propias de la regeneración natural como <i>Acnistus arborescens</i> , en los viveros forestales de la GAM, para utilizarlas en reforestación (Barrientos 2013, Estrada 2013, Jiménez 2013, Valle 2013).	La UCR posee un vivero forestal y varios centros de investigación en los que pueden producir las especies vegetales apropiadas para restaurar los parches de vegetación del campus.	La MSJ posee un vivero forestal en el que pueden producir las especies vegetales apropiadas para restaurar los parches de vegetación urbanos.
Las especies de aves residentes dispersaron más cantidad de semillas durante la transición seca-lluviosa 2016, resultando muy importante el aporte de <i>Turdus grayi</i> .	Planificar la restauración durante la transición seca-lluviosa como un momento ideal para aumentar la cobertura arbustiva (Lau-Pérez 2008, Reid <i>et al.</i> 2008).	La UCR posee un comité científico que los asesora sobre la reforestación en el campus y deben coordinar sus esfuerzos con las primeras lluvias de cada año.	La MSJ, las organizaciones comunales y las ONG con interés en reforestación, deben coordinar sus esfuerzos con las primeras lluvias de cada año.
Las especies de aves residentes dispersaron semillas durante todo el año, resultando muy importante el aporte de <i>Turdus grayi</i> .	La restauración debe considerar herbáceas, arbustos y árboles nativos, como <i>Acnistus arborescens</i> , que sean utilizados por la avifauna como alimento y refugio (Rougés y Blake 2001, Hernández 2007, Estrada y Sánchez 2012, Jiménez 2013).	La UCR posee un comité científico que los asesora sobre las especies vegetales a utilizar en la restauración del campus.	La MSJ, las organizaciones comunales y las ONG con interés en restauración, deben asesorarse con especialistas sobre las especies vegetales a utilizar.
Las especies de aves residentes dispersaron semillas durante todo el año, resultando muy importante el aporte de <i>Turdus grayi</i> .	Enriquecer los tacotales sembrando herbáceas, arbustos y árboles nativos, como <i>Acnistus arborescens</i> , que sean utilizados por la avifauna como alimento y refugio (Núñez-Guale 2008, Caula <i>et al.</i> 2010, Domínguez-López y Ortega-Álvarez 2014).	La UCR posee un comité científico que los asesora sobre las especies vegetales a utilizar en la restauración del campus.	La MSJ, las organizaciones comunales y las ONG con interés en restauración, deben asesorarse con especialistas sobre las especies vegetales a utilizar.

<p>Las especies de aves residentes dispersaron semillas durante todo el año. Los árboles aislados son utilizados por los tiránidos para percharse y cazar insectos al vuelo, pero también dispersan semillas.</p>	<p>Fomentar el uso de cercas vivas y jardines arbolados en los terrenos que colindan con ríos urbanos, utilizando herbáceas, arbustos, árboles y enredaderas, que sean utilizadas por la avifauna (Leveau y Leveau 2004, Sáenz <i>et al.</i> 2006, Nolzco 2012).</p>	<p>Las autoridades UCR deben dirigir sus esfuerzos hacia la restauración ecológica de su propio campus y producir las especies vegetales apropiadas.</p>	<p>La MSJ y las ONG deben dirigir sus esfuerzos hacia concientizar a los dueños de las propiedades y facilitarles las especies vegetales apropiadas para restaurar las áreas verdes.</p>
<p>Los sitios son reforestados ocasionalmente utilizando árboles de baja estatura o de lento crecimiento.</p>	<p>Procurar que los arbustos y árboles sean de al menos un metro de alto o fomentar la propagación vegetativa con especies pioneras para acelerar el proceso (Hernández 2007, Zahawi y Holl 2009, Estrada y Sánchez 2012, Valle 2013).</p>	<p>La UCR posee un comité científico que los asesora sobre las especies vegetales a utilizar en la restauración del campus.</p>	<p>La MSJ, las organizaciones comunales y las ONG con interés en restauración, deben asesorarse con especialistas sobre las especies vegetales a utilizar.</p>
<p>En los sitios se realizan cortas de pasto y mantenimiento esporádico, sin proteger las especies arbustivas propias de la regeneración natural.</p>	<p>Durante el mantenimiento de tacotales, es recomendable la corta de pasto manual y se debe hacer una breve inspección previa para detectar y proteger especies arbustivas leñosas, propias de la regeneración natural (Gorchov <i>et al.</i> 1993, Menacho-Odio y Sáenz 2004, Esquivel <i>et al.</i> 2008).</p>	<p>Las autoridades UCR deben capacitar a los funcionarios que realizan el mantenimiento de las áreas verdes del campus.</p>	<p>La MSJ y las ONG deben dirigir sus esfuerzos a concientizar a los dueños de propiedades y capacitar a los funcionarios que realizan el mantenimiento de las áreas verdes públicas.</p>
<p>Los sitios reciben diferente manejo, pero se comportaron de forma similar en cuanto a la dispersión de semillas por aves residentes.</p>	<p>Establecer la mayor cantidad de acciones de restauración ecológica, pues se obtendrán mejores resultados en la regeneración natural y la conservación de biodiversidad (Miller y Cale 2000, MacGregor-Fors <i>et al.</i> 2010).</p>	<p>Las autoridades UCR deben capacitar a los funcionarios que realizan el mantenimiento de las áreas verdes del campus.</p>	<p>La MSJ y las ONG deben realizar campañas en medios de comunicación para concientizar a la población sobre los beneficios de restaurar las áreas verdes.</p>

4. Discusión

La restauración ecológica de los ecosistemas rodeados por matrices urbanas presenta obstáculos relacionados directamente con las actividades humanas y su continuo desarrollo de infraestructura (Holl *et al.* 2000, Meli 2003, Rost *et al.* 2009, Bedoya-Patiño *et al.* 2010, Graham y Page 2012). Este fenómeno se evidenció en Finca 3 UCR cuando el sitio fue drásticamente modificado para la construcción de una nueva facultad. El cambio de uso de suelo y la pérdida de vegetación son formas de deterioro ambiental frecuentes en las ciudades y se convierten en dificultades adicionales al momento de realizar investigación científica en ecosistemas urbanos (Barrientos y Monge-Nájera 2010, Barrientos 2013).

Al margen de este hecho, Finca 3 UCR presentó características apropiadas para realizar investigación científica en ecosistemas urbanos, pues conserva un remanente de bosque ribereño mayor a 5 hectáreas que al mantenerse sin utilización, se ha regenerado naturalmente durante varios años. En este escenario, el total de individuos y de especies capturadas durante la transición seca-lluviosa 2016 superó en más del doble, los resultados obtenidos para las otras estaciones, lo cual es importante para la dispersión de semillas si se considera que la abundancia de la avifauna (no su diversidad), es el factor que más influye en la riqueza de las semillas dispersadas en agropaisajes rurales (Menacho-Odio y Sáenz 2004, Pejchar *et al.* 2008).

Por otro lado, la Reserva Conejos también presentó características apropiadas para la investigación científica en ecosistemas urbanos, siendo un remanente de bosque ribereño más pequeño (2 hectáreas) y, por tanto, más vulnerable a alteraciones (Quesada-Acuña *et al.* 2012). En este escenario, el total de individuos y de especies capturadas durante la transición seca-lluviosa 2016 también superó en más del doble, los resultados obtenidos para las otras estaciones. Este periodo coincide con la estación de reproducción y migración altitudinal de ciertas especies de aves (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014) y refuerza la importancia de dicho periodo para la regeneración natural, precisamente por la abundancia de aves dispersoras (Menacho-Odio y Sáenz 2004, Pejchar *et al.* 2008, Zahawi y Holl 2009, Valle 2013).

Al comparar las tasas de captura de individuos y de especies, para ambos sitios en las diferentes estaciones, se comprobó que Finca 3 UCR y Reserva Conejos mostraban un comportamiento similar en sus datos que permitía analizarlos en conjunto. Esta similitud, encontrada en dos remanentes de bosque ribereño de diferente forma, tamaño, altitud y uso de suelo, sugiere que las poblaciones de aves urbanas pueden adaptarse a diferentes escenarios (Guix 2007, Pejchar *et al.* 2008, Chamberlain *et al.* 2009, Artavia y Valle 2013) y que sus funciones ecológicas, como la dispersión de semillas, también pueden desarrollarse en los ecosistemas urbanos (Bojorges-Baños 2009, Fujita y Koike 2009, Chamberlain *et al.* 2009, Wenny *et al.* 2011).

En general, las 23 especies de aves residentes capturadas pueden considerarse comunes y abundantes en los ecosistemas urbanos de la microcuenca urbana del río Torres (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014, Pérez-Gómez *et al.* 2016). De las especies anteriores, 14 no dispersaron semillas en ninguna estación del año, hecho que podría explicarse según la dieta específica reportada para cada especie o familia (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014).

Las palomas y tortolitas (familia Columbidae), se caracterizan por consumir semillas, granos o frutos que recogen del suelo y muelen con su poderosa molleja muscular (Stiles y Skutch 2007, López-Zerpa 2008), de manera que podrían considerarse depredadoras de semillas (Montaldo 1993) o dispersoras en algunos casos, aunque la viabilidad de las semillas podría verse afectada (López-Zerpa 2008, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012). En esta investigación se capturaron ocho individuos de dos especies de este grupo y ninguno dispersó semillas; y en otro estudio similar, en México, se obtuvo una única semilla de la paloma *Leptotila verreauxi*, la cual no germinó (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012). Es importante aclarar que en otros escenarios del valle central costarricense se han reportado especies de palomas que sí aportan a la dispersión de semillas (Estrada y Sánchez 2012) y durante el estudio se observaron otras especies del grupo, como: *Columba livia*, *Zenaida asiatica* y *Patagioenas flavirostris*; que no se capturaron, de manera que los resultados de este estudio son insuficientes para caracterizar al grupo como “aves no dispersoras”.

Los cuclillos (familia Cuculidae), los trepatroncos (familia Furnariidae) y los soterreyes (familia Troglodytidae), son aves estrictamente insectívoras (Stiles y Skutch

2007) y era de esperar que dispersaran pocas o ninguna semilla. Los cuclillos y los trepatroncos suelen movilizarse a cierta altura entre las ramas de los árboles, lo cual dificulta su captura (Stiles y Skutch 2007) y aunque se observaron con frecuencia, sólo se capturó un individuo de cada grupo. Por el contrario, se capturaron 15 soterreyes de tres especies distintas y ninguno dispersó semillas. Al respecto, Leck (1969) observó a trepatroncos y soterreyes visitar un árbol fructificado de *Trichilia cuneata* en un bosque ribereño de Cañas, Guanacaste, y reportó que nunca consumieron su fruto; y tres estudios similares, en Argentina (Rougés y Blake 2001, Amico y Aizen 2005) y Venezuela (Poulin *et al.* 1994), obtuvieron que trepatroncos y soterreyes tampoco dispersaron.

La familia Icteridae, compuesta por aves omnívoras con un amplio rango de características (Stiles y Skutch 2007), tampoco dispersó semillas durante el estudio; pero la escasa muestra de individuos impide hacer mayores inferencias sobre su aporte a la dispersión de semillas en ecosistemas urbanos. Es posible que las especies capturadas estén dispersando semillas efectivamente (Katusic y Willson 1988, Montaldo 1993, Poulin *et al.* 1994) y también se observaron otras especies del grupo, como: *Psarocolius montezuma*, *Dives dives* y *Sturnella magna*; que no se capturaron, pero se han reportado como importantes dispersoras en el valle central de Costa Rica (Estrada y Sánchez 2012).

Las reinitas (familia Parulidae) son pequeñas aves insectívoras que complementan su dieta con bayas, semillas ariladas y néctar (Stiles y Skutch 2007). Se sabe que una amplia mayoría de las especies costarricenses son migratorias (Garrigues y Dean 2014) y que al parecer aumentan su consumo de frutos hacia el final de la estación seca como preparación de su migración hacia el norte (Howe y DeSteven 1979, Blake y Loiselle 1992). Sin embargo, entre las especies residentes, ninguno de los diez individuos de *Basileuterus rufifrons* dispersó semillas en ninguna estación, de manera similar a lo encontrado en Bolivia para tres especies del mismo género (Montaño-Centellas 2013); en Colombia (Fierro-Calderón *et al.* 2006) y Argentina (Rougés y Blake 2001) para una especie del mismo género.

Los gorriones americanos (familia Passerellidae), se caracterizan por consumir semillas, insectos y frutos, a nivel del suelo o en los arbustos, triturándolos con su fuerte pico (Stiles y Skutch 2007) y consecuentemente, de un total de 22 individuos de cuatro especies, sólo se obtuvieron semillas viables de dos excretas. Aunque los resultados

obtenidos y otros estudios sugieren que los gorriones americanos son malos dispersores de semillas en términos generales (Montaldo 1993, Rougés y Blake 2001, Amico y Aizen 2005, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012, Montaña-Centellas 2013), el hecho que *Melospiza leucotis* dispersara semillas durante la estación de transición demuestra que su aporte a la dispersión también puede ser efectivo. Además, otras especies de la familia son consideradas dispersoras importantes en el valle central costarricense (Estrada y Sánchez 2012), aunque no se observaron.

Las tangaras (familia Thraupidae), pertenecen a un grupo heterogéneo de aves frugívoras que sobresalen por su gran potencial para la dispersión de semillas en distintos ecosistemas (Stiles y Skutch 2007, Estrada y Sánchez 2012), aunque no todos los miembros del grupo cumplen con esta característica, como se observó con los cinco individuos de *Sporophila corvina*. Por el contrario, las especies: *Saltator coerulescens*, *Thraupis episcopus* y *Saltator maximus*, dispersaron semillas en cantidades importantes, principalmente durante la transición seca-lluviosa 2016, de manera similar a lo reportado para: ecosistemas urbanos en Brasil (Guix 2007); agropaisajes en México (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012); plantaciones forestales en Bolivia (Montaña-Centellas 2013); bosques en Argentina (Rougés y Blake 2001) y agropaisajes en Colombia (Moreno-Velázquez 2010). Es importante mencionar que los resultados contradicen lo expuesto por Guix (2007) al considerar al género *Saltator* como depredador de semillas y también se observaron otras especies de la familia, como: *Thraupis palmarum* y *Ramphocelus passerinii*, que no se capturaron, pero han sido reportadas como importantes dispersoras (Estrada y Sánchez 2012).

La familia Tyrannidae, reconocida por su hábito de capturar insectos al vuelo (Stiles y Skutch 2007), aportó semillas en tres excretas de ocho individuos y todas correspondieron al periodo de transición. Es conocido que los tiránidos varían su consumo de frutos según la estación del año (Leck 1972, Poulin *et al.* 1994, Latino y Beltzer 1999, Hernández 2007) y dado que son comunes y abundantes en ambos sitios de estudio (Stiles 1990), su aporte a la dispersión podría ser considerable, sobre todo por su hábito de percharse en áreas abiertas (Latino y Beltzer 1999, Stiles y Skutch 2007). De esta familia también se observaron otras especies con potencial para ser dispersoras, como: *Myiozetetes similis* y *Megarhynchus pitangua* (Estrada y Sánchez 2012), pero ningún individuo fue

capturado. También otros estudios han comprobado la importancia de los tiránidos para la dispersión de semillas en: bosque primario en Argentina (Amico y Aizen 2005); agropaisajes en Heredia (Barrantes y Pereira 2002); ecosistemas urbanos brasileños (Guix 2007); agropaisajes mexicanos (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012); bosque seco en Guanacaste (Howe y VandeKerckhove 1979); bosque húmedo en Panamá (Howe y DeSteven 1979); bosque ribereño en Guanacaste (Leck 1969); un campus universitario en Brasil (Silva *et al.* 2008) y agropaisajes colombianos (Moreno-Velázquez 2010); estableciendo una amplia base de conocimientos científicos para futuros estudios del grupo.

Otras familias cuyos representantes dispersaron una importante cantidad de semillas fueron: Momotidae (10 individuos de *Momotus lessonii*), Picidae (tres individuos de *Melanerpes hoffmannii*) y Turdidae (68 individuos de *Turdus grayi*), los cuales resaltaron entre las cinco especies de aves residentes que dispersaron más semillas.

Por otra parte, *Momotus lessonii* (familia Momotidae) es el único representante de su grupo considerado común y abundante en los ecosistemas urbanos costarricenses (Stiles 1990, Stiles y Skutch 2007). Esta especie dispersó semillas principalmente durante la transición seca-lluviosa 2016, pero también lo hizo durante la estación seca; a pesar de ser considerada una especie omnívora con preferencia de insectos y vertebrados pequeños (Remsen *et al.* 1993, Stiles y Skutch 2007, Leighton-Reid y Sánchez-Gutiérrez 2010, Garrigues y Dean 2014, Pesquero *et al.* 2014). Al parecer, su consumo de frutas es más un suplemento nutricional que puede variar según la estación (Remsen *et al.* 1993), pero su tamaño podría permitirle consumir y dispersar frutos más grandes que otras especies (Estrada y Sánchez 2012). En efecto, de todas las aves que dispersaron semillas en este estudio, *Momotus lessonii* fue la más grande. Al parecer, la familia Momotidae posee gran potencial para la dispersión de semillas (Remsen *et al.* 1993, Estrada y Sánchez 2012), pero los estudios específicos sobre su aporte a la dispersión son sumamente escasos, resaltando la importancia de este primer acercamiento.

Los carpinteros (familia Picidae), representados por la especie *Melanerpes hoffmannii*, son un grupo de aves principalmente insectívoras (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014), pero se sabe que consumen frutos con regularidad (Estrada y Sánchez 2012). Durante este estudio, se observó que los individuos dispersaron semillas en la transición seca-lluviosa 2016, pero fue el único periodo del año en el que se capturó, de

manera que no se pudo comparar con las otras estaciones. Al respecto, se sabe que los carpinteros son dispersores de semillas en: bosques en Argentina (Amico y Aizen 2005); ecosistemas urbanos en Brasil (Guix 2007); bosque seco en Guanacaste (Howe y VandeKerckhove 1979) e incluso paisajes desérticos de Venezuela (Soriano *et al.* 1999, López-Zerpa 2008); aunque su aporte e importancia aún no ha sido bien definida, probablemente por su baja tasa de captura (Amico y Aizen 2005). Del mismo modo, en los muestreos se observaron otros carpinteros con potencial para la dispersión (Estrada y Sánchez 2012), como: *Dryocopus lineatus* y *Campephilus guatemalensis*, pero no se capturó ningún individuo.

Finalmente, la especie más capturada en este estudio fue *Turdus grayi* (familia Turdidae), aunque una amplia mayoría de sus capturas correspondieron al periodo de transición. El yigüirro, considerado omnívoro (Stiles y Skutch 2007, Garrigues y Dean 2014), es común y abundante en los ecosistemas urbanos costarricenses (Stiles 1990) y ambas características lo posicionan como una de las principales dispersoras de semillas en remanentes de bosque ribereño urbano y alrededores (Pejchar *et al.* 2008, Estrada y Sánchez 2012). El yigüirro dispersó más semillas que todas las otras especies juntas, pero también se capturaron más individuos que todas las otras especies, de manera que su importancia para la dispersión de semillas radica precisamente en su abundancia (Menacho-Odio y Sáenz 2004, Pejchar *et al.* 2008).

El aporte a la dispersión de semillas, por las especies de mirlos o zorzales del género *Turdus*, ha sido ampliamente documentado en: potreros rodeados de bosque montano en Heredia (Barrantes y Pereira 2002); agropaisajes españoles y bosques argentinos, donde fueron las especies más abundantes y mostraron variaciones mensuales en su consumo de frutos (Montaldo 1993, Rougés y Blake 2001, Amico y Aizen 2005, Hernández 2007, Tellería *et al.* 2014); ecosistemas urbanos de Brasil (Guix 2007, Silva *et al.* 2008); agropaisajes mexicanos y chilenos (Salvande *et al.* 2011, Hernández-Ladrón de Guevara *et al.* 2012); e incluso paisajes desérticos de Venezuela (Soriano *et al.* 1999).

En general, durante este estudio se analizaron un total de 168 excretas, de las cuales sólo 69 contenían semillas y en todos los parámetros comparativos se comprobó que la dispersión de semillas por aves fue mayor durante el periodo de transición seca-lluviosa 2016. Así, si la abundancia de frutos en los remanentes de bosque ribereño urbano, se ve

reflejada en el contenido de las excretas y en la tasa de captura de las aves (Blake & Loiselle 1991, Loiselle & Blake 1994); puede sugerirse que la transición seca-lluviosa debe ser un periodo prioritario al momento de establecer una estrategia de manejo para la restauración ecológica de remanentes de bosque ribereño urbano (Zahawi y Holl 2009, Valle 2013), aprovechando la convergencia de ciertos eventos naturales como: las primeras lluvias, la fructificación de las plantas, la estación de reproducción y la migración altitudinal de algunas especies de aves; que favorecen la regeneración natural (Janzen 1991, Loiselle y Blake 1992, Hernández 2007, Stiles y Skutch 2007, Estrada y Sánchez 2012).

A partir de esta investigación y considerando la cantidad y estacionalidad de la dispersión de semillas por aves residentes en la microcuenca del río Torres en San José, se sugieren 11 recomendaciones básicas que deben tomarse en consideración para establecer una estrategia de manejo que procure la restauración ecológica de remanentes de bosque ribereño urbano; independientemente a su área y forma (Bojorges-Baños y López-Mata 2006) y siempre acompañadas por el cumplimiento de la legislación existente (Barrientos y Monge-Nájera 2011, Estrada 2013, Gastezzi-Arias *et al.* 2017).

Ante la actual fragmentación de los hábitats, las universidades y municipalidades tienen el conocimiento necesario y, por ende, la responsabilidad, de promover prácticas de restauración planificadas en la estación correcta y con las especies vegetales adecuadas para incrementar la oferta de recursos a las aves (Reid *et al.* 2008, Barrientos y Monge-Nájera 2010, Estrada 2013, Valle 2013), de tal manera que los remanentes de bosque ribereño urbano se conviertan en una importante fuente de alimento y refugio para las comunidades de aves (Menacho-Odio y Sáenz 2004, Estrada y Sánchez 2012) y éstas a su vez, puedan favorecer la regeneración natural de las áreas verdes aledañas; mejorando el ingreso de semillas, facilitando las etapas de sucesión y promoviendo la biodiversidad dentro de las ciudades (Morales 2009, Cole *et al.* 2011, Estrada y Sánchez 2012).

5. Conclusiones

- Las especies de aves residentes que dispersan mayor cantidad de semillas en remanentes de bosque ribereño urbano, son: *Saltator coerulescens*, *Melanerpes hoffmannii*, *Thraupis episcopus*, *Momotus lessonii* y *Turdus grayi*.
- Las especies de aves residentes dispersan una mayor cantidad de semillas durante el periodo de transición seca-lluviosa, en remanentes de bosque ribereño urbano.
- El periodo de transición seca-lluviosa debe ser prioritario al establecer estrategias de manejo que procuren la restauración ecológica de los remanentes de bosque ribereño urbano y espacios verdes aledaños.
- Los remanentes de bosque ribereño urbano son una importante fuente de alimento para la avifauna residente y son áreas prioritarias para contribuir a la regeneración natural de los espacios verdes aledaños.

6. Recomendaciones

- Aumentar el esfuerzo de muestreo en procura de aumentar el número de especies e individuos capturados.
- Complementar el esfuerzo de muestreo con otras técnicas de captura de aves en procura de mejorar la representatividad de la avifauna.
- Separar las semillas de la excreta lo antes posible para evitar que el ácido úrico de la excreta se endurezca atrapando las semillas.
- Realizar más investigaciones en invernadero dirigidas hacia aumentar el porcentaje de sobrevivencia de las plántulas que se obtuvieron de las semillas dispersadas.
- Realizar más investigaciones enfocadas en *Turdus grayi* como uno de los principales dispersores de semillas en ecosistemas urbanos.
- Establecer una colección de referencia de semillas y plántulas dispersadas por aves en los ecosistemas urbanos costarricenses para facilitar futuras investigaciones.
- Coordinar la mayor cantidad de iniciativas que tengan por objetivo la restauración ecológica de los ecosistemas urbanos en procura de obtener un mejor resultado.

7. Bibliografía

- Acosta-Rojas, D. C., Muñoz, M. C., Torres, A. M., & Corredor, G. (2012). Dieta y dispersión de semillas: ¿Afecta la guacharaca colombiana (*Ortalis columbiana*) la germinación de las semillas consumidas? *Ornitología Neotropical*, 23, 439-453.
- Amico, G. C. & Aizen, M. A. (2005). Dispersión de semillas por aves en un bosque templado de Sudamérica austral: ¿Quién dispersa a quién? *Ecología Austral*, 15, 89-100.
- Artavia, R. & Valle, D. (2013). Diagnóstico preliminar de avifauna para instaurar el corredor biológico interurbano río Torres en el cantón San José. *Ambientico*, 232-233, 56-63.
- Aud, F. F. & Ferraz, I. D. K. (2012). Seed size influence on germination responses to light and temperature of seven pioneer tree species from the central amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 84(3), 759-766.
- Barrantes, G. & Pereira, A. (2002). Seed dissemination by frugivorous birds from forest fragments to adjacent pastures on the western slope of Volcán Barva, Costa Rica. *Biología Tropical*, 50(2), 569-575.
- Barrientos, Z. (2010). Contaminación atmosférica en la Meseta Central de Costa Rica. *Biocenosis*, 23(1), 50-54.
- Barrientos, Z. (2013). ¿Cómo restaurar zonas verdes en ciudades tropicales? *Ambientico*, 232-233, 81-87.
- Barrientos, Z. & Monge-Nájera, J. (2010). Restauración ecológica en la meseta central de Costa Rica. *Biocenosis*, 23(2), 20-25.
- Barrientos, Z. & Monge-Nájera, J. (2011). Bioética y biodiversidad en los ecosistemas urbanos. *Biocenosis*, 24(1-2), 72-80.
- Beckman, N. G. & Muller-Landau, H. C. (2007). Differential effects of hunting on pre-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. *Biotropica*, 39(3), 328-339. Doi: 10.1111/j.1744-7429-2007-00273-x
- Bedoya-Patiño, J. G., Estévez-Varón, J. V. & Castaño-Villa, G. J. (2010). Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico Museo Historia Natural*, 14(2), 77-91.
- Blake, J. G. & Loiselle, B. A. (1991). Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. *The Auk*, 108, 114-130.
- Blake, J. G. & Loiselle, B. A. (1992). Fruits in the diets of neotropical migrant birds in Costa Rica. *Biotropica*, 24(2a), 200-210.
- Bleher, B. & Bohning-Gaese, K. (2006). The role of birds in seed dispersal and its consequences for forest ecosystems. *Acta Zoologica Sinica*, 52, 116-119.
- Bojorges-Baños, J. C. (2009). Amenazando la biodiversidad: urbanización y sus efectos en la avifauna. *Ciencia y Mar*, 13(39), 61-65.
- Bojorges-Baños, J. C. & López-Mata, L. (2006). Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana sub-perennifolia en el centro de Veracruz, México. *Mexicana de Biodiversidad*, 77, 235-249.

- Cabrera, V. A., Dottori, N. & Cosa, M. T. (2010). Germinación, éxito reproductivo y fenología de *Solanum chenopodioides* (Solanaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 45(1-2), 73-80.
- Castley, J. G., Bruton, J. S., Kerley, G. I. H. & MacLachlan, A. (2001). The importance of seed dispersal in the Alexandria Coastal Dunefield, South Africa. *Coastal Conservation*, 7, 57-70.
- Castro-Luna, A. A. & Galindo-González, J. (2012). Seed dispersal by Phyllostomid bats in two contrasting vegetation types in a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropterologica*, 14(1), 133-142. Doi: 10.3161/1508-110-12X-654349
- Caula, S. A., Giner, S. B. & DeNóbrega, J. R. (2010). Aves urbanas: un estudio comparativo en dos parques tropicales con diferente grado de intervención humana (Valencia, Venezuela). *Faraute de Ciencias y Tecnología*, 5(2), 1-13.
- Cestari, C. & Pizo, M. A. (2013). Frugivory by the White-bearded manakin (*Manacus manacus*, Pipridae) in restinga forest, an ecosystem associated to the atlantic forest. *Biota Neotropica*, 13(2), 345-350. Doi: 10.1590/s.1676-0603-2013-00020-0038
- Chamberlain, D. E., Cannon, A. R., Toms, M. P., Leech, D. I., Hatchwell, B. J. & Gaston, K. J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis*, 151, 1-18.
- Cole, R. J., Holl, K. D., Keene, C. L. & Zahawi, R. A. (2011). Direct seeding of late successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, 261, 1590-1597. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.06.038
- DiStéfano, J. F., Nielsen, V., Hoomans, J. & Fournier, L. A. (1996). Regeneración de la vegetación arbórea en una pequeña reserva forestal urbana del nivel premontano húmedo, Costa Rica. *Biología Tropical*, 44(2), 575-580.
- Domínguez-Domínguez, L. E., Morales-Mávil, J. E. & Alba-Landa, J. (2006). Germinación de semillas de *Ficus insípida* (Moraceae) defecadas por tucanes (*Ramphastos sulfuratus*) y monos araña (*Ateles geoffroyi*). *Biología Tropical*, 54(2), 387-394.
- Domínguez-López, M. E. & Ortega-Álvarez, R. (2014). The importance of riparian habitats for avian communities in a highly human-modified neotropical landscape. *Mexicana de Biodiversidad*, 85, 1217-1227. Doi: 10.7550/rmb.43849
- Donnelly, R. & Marzluff, J. M. (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology*, 18(3), 733-745.
- Esquivel, M. J., Harvey, C. A., Finegan, B., Casanoves, F. & Skarpe, C. (2008). Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Applied Ecology*, 45, 371-380. Doi: 10.1111/j.1365-2664-2007-01411-x
- Estrada, A. (2013). Importancia de los diferentes tipos de cobertura arbórea para la recuperación de la biodiversidad en ambientes urbanos. *Ambientico*, 232-233, 13-19.
- Estrada, A. & Sánchez, J. E. (2012). *Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle central de Costa Rica*. Santo Domingo de Heredia: Instituto Nacional de Biodiversidad INBio.
- Faggi, A. & Perepelizin, P. V. (2006). Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 8(2), 289-297.

- Feoli, S. (2013). Corredor biológico interurbano del río Torres y corredores biológicos en general. *Ambientico*, 232-233, 51-55.
- Fierro-Calderón, K., Estela, F. A. & Chacón-Ulloa, P. (2006). Observaciones sobre la dieta de algunas aves de la cordillera oriental de Colombia a partir del análisis de contenidos estomacales. *Ornitología colombiana*, 4, 6-15.
- Fleming, T. H. & Williams, C. F. (1990). Phenology, seed dispersal and recruitment in *Cecropia peltata* (Moraceae) in Costa Rican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 163-178.
- Franz, I., Cappelatti, L. & Barros, M. P. (2010). Bird community in a forest patch isolated by the urban matrix at the Sinos River basin, Rio Grande do Sul State, Brazil, with comments on the possible local defaunation. *Brazilian J. of Biology*, 70(4), 1137-1148.
- Fujita, M. & Koike, F. (2009). Landscape effects on ecosystems: birds as active vectors of nutrient transport to fragmented urban forest versus forest-dominated landscapes. *Ecosystems*, 12, 391-400. Doi: 10.1007/s10021-009-9230-z.
- Garrigues, R. & Dean, R. (2014). *The Birds of Costa Rica: A field guide*. New York: Cornell University Press.
- Gasperin, G. & Pizo, M. A. (2012). Passage time of seeds through the guts of frugivorous birds, a first assessment in Brazil. *Brasileira de Ornitologia*, 20(1), 48-51.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V. & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2), 39-45.
- Gorchov, D. L., Cornejo, F., Ascorra, C. & Jaramillo, M. (1993). The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio*, 107-108, 339-349.
- Graham, L. L. B. & Page, S. E. (2012). Artificial bird perches for the regeneration of degraded tropical peat swamp forest: a restoration tool with limited potential. *Restoration Ecology*, 20(5), 631-637. Doi: 10.1111/j.1526-100x-2011-00805-x
- Guix, J. C. (2007). The role of alien plants in the composition of fruit-eating bird assemblages in Brazilian urban ecosystems. *Orsis*, 22, 87-104.
- Hernández, A. (2007). Alimentación de aves frugívoras en setos y bordes del bosque del norte de España: importancia de algunas especies de plantas en invierno y primavera. *Ecología*, 21, 145-156.
- Hernández-Ladrón de Guevara, I., Rojas-Soto, O. R., López-Barrera, F., Puebla-Olivares, F. & Díaz-Castelazo, C. (2012). Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: su papel en la restauración pasiva. *Chilena de Historia Natural*, 85, 89-100.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339-349.
- Hooper, E., Legendre, P. & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Applied Ecology*, 42, 1165-1174. Doi: 10.1111/j.1365-2664-2005-01106.x
- Howe, H. F. & DeSteven, D. (1979). Fruit production, migrant bird visitation and seed dispersal of *Guarea glabra* in Panama. *Oecologia*, 39, 185-196.
- Howe, H. F. & VandeKerckhove, G. A. (1979). Fecundity and seed dispersal of a tropical tree. *Ecology*, 60(1), 180-189.

- Hughes, J. B., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. (2002). Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters*, 5, 121-129.
- Ibrahim, M., Villanueva, C. P. & Casasola, F. (2007). Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y rehabilitación ecológica de paisajes ganaderos en Centroamérica. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 15(1), 73-87.
- International Seed Testing Association, ISTA. (2014). *International rules for seed testing, vol. 2014*. Bassersdorf, Suiza: ISTA.
- Janzen, D. H. (1991). *Historia natural de Costa Rica*. San José, Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica.
- Jiménez, Q. (2013). Arbolado urbano: beneficios, desaciertos y realidad en la Gran Área Metropolitana. *Ambientico*, 232-233, 4-12.
- Jordano, P. (1983). Fig-seed predation and dispersal by birds. *Biotropica*, 15(1), 38-41.
- Karubian, J., Browne, L., Bosque, C., Carlo, T., Galetti, M., Loiselle, B. A., Blake, J. G., Cabrera, D., Duraes, R., Labecca, F. M., Holbrook, K. M., Holland, R., Jetz, W., Kummeth, F., Olivo, J., Ottewell, K., Papadakis, G., Rivas, G., Steiger, S., Voirin, B. & Wikelski, M. (2012). Seed dispersal by Neotropical birds: emerging patterns and underlying processes. *Ornitología Neotropical*, 23, 9-24.
- Katusic, P. & Willson, M. F. (1988). Foraging ecology of avian frugivores and some consequences for seed dispersal in an Illinois woodlot. *Condor*, 90, 173-186
- Latino, S. & Beltzer, A. (1999). Ecología trófica del benteveo *Pitangus Sulphuratus* (Aves: Tyrannidae) en el valle de inundación del río Paraná, Argentina. *Orsis*, 14, 69-78.
- Lau-Pérez, P. A. (2008). Patrones de utilización de los habitats por parte de las aves, en una region de sabanas bien drenadas de los llanos orientales en Venezuela. *Ecotrópicos*, 21(1), 13-33.
- Leck, C. F. (1969). Observations of birds exploiting a Central American fruit tree. *Wilson bulletin*, 81(3), 264-269.
- Leck, C. F. (1972). Seasonal changes in feeding pressures of fruit and nectar eating birds in Panamá. *Condor*, 74, 54-60.
- Leighton-Reid, J., Harris, J. B. C., Martin, L. J., Barnett, J. R. & Zahawi, R. A. (2008). Distribution and abundance of nearctic-neotropical songbird migrants in a forest restoration site in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 24, 685-688. Doi: 10.1017/S.0266-4674-0800-5415
- Leighton-Reid, J. & Sánchez-Gutiérrez, A. (2010). Observaciones de dos nuevas presas de vertebrados para el momoto común (*Momotus momota*). *Zeledonia*, 14(2), 68-72.
- Leveau, L. M. & Leveau, C. M. (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19(1), 13-21.
- Loiselle, B. A. & Blake, J. G. (1992). Population variation in a tropical bird community: implications for conservation. *BioScience*, 42(11), 838-845.
- Loiselle, B. A. & Blake, J. G. (1994). Annual variation in birds and plants of a tropical second-growth woodland. *Condor*, 96, 368-380.

- Loiselle, B. A. & Blake, J. G. (1999). Dispersal of melastome seeds by fruit-eating birds of tropical forest understorey. *Ecology*, 80(1), 330-336. Doi: 10.2307/177-001
- López-Zerpa, D. R. (2008). *Ornitofrugivoría en Stenocereus griseus y Subpilocereus repandus (Cactaceae) en un arbustal xerófilo litoral del noreste de la península de Araya, Estado Sucre, Venezuela*. (Tesis inédita de licenciatura), Universidad de Oriente, Venezuela.
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A. & Lindig-Cisneros, R. (2010). Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36, 1492-1496. Doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.06.001
- MacGregor-Fors, I. & Schondube, J. E. (2012). Urbanizando la naturaleza: cambios en las comunidades de aves asociadas con asentamientos humanos pequeños. *Mexicana de Biodiversidad*, 83, 477-486.
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*, 28(10), 581-589.
- Menacho-Odio, R. M. & Sáenz, J. C. (2004). Monitoreo de la avifauna en fincas con sistemas de producción silvopastoril del cantón de Esparza, Costa Rica. *Zeledonia*, 8(2), 2-6.
- Miller, J. R. & Cale, P. (2000). Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological applications*, 10(6), 1732-1748.
- Monge-Nájera, J. (2013). Potencial de las capitales provinciales de Costa Rica para albergar corredores biológicos urbanos. *Ambientico*, 232-233, 75-79.
- Montaldo, N. H. (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Chilena de Historia Natural*, 66, 75-85.
- Montaño-Centellas, F. A. (2013). Does habitat specificity by frugivorous birds result in uneven seed rain within Bolivian mixed plantations. *Ecología Austral*, 23, 55-61.
- Morales, C. O. (2009). Caracterización florística y estructural de tres fragmentos boscosos secundarios en Cartago, Costa Rica. *Biología Tropical*, 57(1), 69-82.
- Moreno-Velázquez, J. S. (2010). *Aves dispersoras de semillas en un remanente de bosque seco tropical en la finca Betanci-Guacamayas (Córdoba)*. (Tesis inédita de licenciatura), Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Nolazco, S. (2012). Diversidad de aves silvestres y correlaciones con la cobertura vegetal en parques y jardines de la ciudad de Lima. *Boletín informativo de la Unión de Ornitólogos del Perú*, 7(1), 4-16.
- Núñez-Guale, M. A. (2008). *Evaluación de comunidades de aves en bosques secundarios restaurados en potreros abandonados ubicados en la cuenca del río Zapotal, Hojancha, Costa Rica*. (Tesis de maestría inédita). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- Ortega-Álvarez, R. & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity and composition. *Landscape and urban planning*, 90(3-4), 189-195. Doi: 10.1016/j.landurbplan-2008-11003
- Pejchar, L., Pringle, R. M., Ranganathan, J., Zook, J. R., Durán, G., Oviedo, F. & Daily, G. C. (2008). Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape of southern Costa Rica. *Biological Conservation*, 141, 536-544. Doi: 10.1016/j.bio.con-2007-11008

- Perepelizin, P. V. & Faggi, A. M. (2009). Diversidad de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Muldequina*, 18, 71-85.
- Pérez-Gómez, G., Gastezzi-Arias, P. & Vega-Quesada, A. (2016). Avifauna poco frecuente en la microcuena del río Torres, San José, Costa Rica. *Zeledonia*, 20(2), 20-27.
- Pesquero, M. A., Grassi, A., Pesquero, M. F. & Marques, H. (2014). Feeding of nestlings of the Amazonian motmot (*Momotus momota*) in southern Goiás, Brazil. *Brasileira de Ornitologia*, 22(3), 288-291.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & McNeil, R. (1994). Diets of land birds from northeastern Venezuela. *Condor*, 96, 354-367.
- Quesada-Acuña, S. G., Valdelomar, V., Arrieta, C., Ruiz, G., Matarrita-Herrera, M., Araya, J. F. & Sandoval, I. (2012). Caracterización del paisaje y análisis del límite oeste del Parque Nacional Carara, Costa Rica: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. *Brenesia*, 78, 6-11.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F. & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. (General Technical Report PSW-GTR-159). California: Forest Service.
- Reid, J. L., Harris, J. B. C., Martin, L. J., Barnett, J. R. & Zahawi, R. A. (2008). Distribution and abundance of Nearctic-neotropical songbird migrants in a forest restoration site in southern Costa Rica. *Tropical Ecology*, 24, 685-688. Doi: 10.1017/s.0266-4674-0800-5415
- Reid, J. L., Katsuki, K. N. & Holl, K. D. (2012). Do birds bias measurements of seed rain? *Tropical Ecology*, 28, 421-422. Doi: 10.1017/s.0266-4674-1200-0247
- Remsen, J. V., Hyde, M. A. & Chapman, A. (1993). The diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *Condor*, 95, 178-192.
- Ríos-Medina, O., García-Torres, I. H. & Rengifo-Mosquera, J. T. (2007). Inventario de aves paseriformes en áreas de expansión urbana en el municipio de Quibdó, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*, 26, 79-89.
- Rojas, L. A. & Chavarría, M. I. (Eds.). (2005). *Corredores biológicos de Costa Rica*. San José, Costa Rica: SINAC-MINAE.
- Rost, J., Pons, P. & Bas, J. M. (2009). Can salvage logging affect seed dispersal by birds into burned forest? *Acta Oecologica*, 35, 763-768. Doi: 10.1016/j.actao-2009-08004
- Rougés, M. & Blake, J. G. (2001). Tasas de captura y dietas de aves del sotobosque en el Parque Biológico Sierra de San Javier, Tucumán. *Hornero*, 16(1), 7-15.
- Sáenz, J. C., Villatoro, F., Ibrahim, M., Fajardo, D. & Pérez, M. (2006). Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas*, 45, 37-48.
- Salvande, M., Figueroa, J. A. & Armesto, J. J. (2011). Componente cuantitativo de la efectividad de dispersión de semillas por aves en el bosque templado de Chiloé, Chile. *Bosque*, 32(1), 39-45.
- Silva, I. A., Figueiredo, R. A. & DaSilva, D. M. (2008). Feeding visit time of fruit-eating birds in Cerrado plants: revisiting the predation risk model. *Brasileira de Zoologia*, 25(4), 682-688.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación, SINAC. (2008). *Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos de Costa Rica*. San José, Costa Rica: SINAC-MINAE.

- Soriano, P. J., Naranjo, M. E., Rengifo, C., Figuera, M., Rondón, M. & Ruiz, R. L. (1999). Aves consumidoras de frutos de cactáceas columnares del enclave semiárido de Lagunillas, Mérida, Venezuela. *Ecotrópicos*, 12(2), 91-100.
- Spiegel, O. & Nathan, R. (2007). Incorporating dispersal distance into the disperser effectiveness framework: frugivorous birds provide complementary dispersal to plants in a patchy environment. *Ecology Letters*, 10, 718-728. Doi: 10.1111/j.1461-0248-2007-01062x
- Spotswood, E. N., Meyer, J-Y. & Bartolome, J. W. (2012). An invasive tree alters the structure of seed dispersal networks between birds and plants in French Polynesia. *Biogeography*, 39(11), 2007-2020. Doi: 10.1111/j.1365-2699-2012-02688-x
- Stiles, F. G. (1990). La avifauna de la Universidad de Costa Rica y sus alrededores a través de veinte años (1968-1989). *Biología Tropical*, 38(2B), 361-381.
- Stiles, F. G. & Skutch, A. F. (2007). *Guía de aves de Costa Rica*. Santo Domingo de Heredia: Instituto Nacional de Biodiversidad INBio.
- Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. (2004). *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. New York: Oxford University Press.
- Tellería, J. L., Carrascal, L. M. & Santos, T. (2014). Large-scale features affect spatial variation in seed dispersal by birds in juniper woodlands. *Ecological Research*, 29, 13-20. Doi: 10.1007/s11284-013-1095-0.
- Tenorio-Galindo, G., Rodríguez-Trejo, D. A. & López-Ríos, G. (2008). Efecto del tamaño y color de la semilla en la germinación de *Cecropia obtusifolia* Bertol (Cecropiaceae). *Agrociencia*, 42(5), 585-593.
- Tomazi, A. L., Zimmermann, C. E. & Laps, R. R. (2010). Artificial perches as a nucleation technique for restoration of a riparian environment: characterization of the seed rain and natural regeneration. *Biotemas*, 23(3), 125-135.
- Traveset, A., Rodríguez-Pérez, J. & Pías, B. (2008). Seed trait changes in dispersers' guts and consequences for germination and seedling growth. *Ecology*, 89, 95-106. Doi: 10.1890/07-00941
- Valle, D. (2013). Repoblamiento del bosque urbano en el cantón San José. *Ambientico*, 232-233, 40-45.
- Varela, S. A. & Arana, V. (2011). Latencia y germinación de semillas. Tratamientos pregerminativos. En S. A. Varela & A. Aparicio (Eds.), *Silvicultura en vivero. Cuadernillo N°3* (pp. 1-10). Bariloche: INTA.
- Vicente, R., Martins, R., Zocche, J. J. & Harter-Marques, B. (2010). Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Brasileira de Biociencias*, 8(1), 14-23.
- Villegas-Arguedas, J. C. & Villalobos-Céspedes, J. (2014). Avifauna del Caribe sur asociada a ecosistemas alterados en Limón, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 6(2), 187-196.
- Wenny, D. G., DeVault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F. & Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1), 1-14. Doi: 10.1525/auk.2011.10248.

- Wheelwright, N. T. & Janson, C. H. (1985). Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. *American Naturalist*, 126(6), 777-799.
- Wolfe, J. D., Johnson, M. D. & Ralph, C. J. (2014). Do birds select habitat or food resources? Nearctic-neotropic migrants in northeastern Costa Rica. *Plos one*, 9(1), e86221. Doi: 10.1371/journal.pone.0086-221
- Zahawi, R. A. & Holl, K. D. (2009). Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology*, 17(6), 854-864. Doi: 10.1111/j.1526100x-2008-00423-x