

# UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD IZTAPALAPA  
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD  
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS



Casa abierta al tiempo

**“DISTRIBUCIÓN, CAMBIOS EN ALGUNAS PAUTAS CONDUCTUALES Y  
PREFERENCIAS DE FORRAJE DE AVES MIGRATORIAS INSECTÍVORAS EN  
PARQUES DE LA CIUDAD DE MÉXICO”**

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
**DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
PRESENTA  
**GRÉGORY MICHAËL CHARRE MEUNIER**

DIRECTOR DE TESIS:

**Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río**

ASESORES:

**Dra. Alicia Chacalo Hilú**

**Dr. Alejandro Zavala Hurtado**

MÉXICO, D.F.

27 de Noviembre 2013

El Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACYT y cuenta con el apoyo del mismo Consejo con el convenio PFP-20-93.

El jurado designado por la Comisión del Doctorado en Ciencias Biológicas de la UAM  
(Unidades Iztapalapa, Azcapotzalco Xochimilco)

Aprobó la Tesis que presentó

MRO. GRÉGORY MICHAËL CHARRE

El día 27 de Noviembre

Sinodales:

**Presidente:** \_\_\_\_\_

Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río

**Secretario:** \_\_\_\_\_

Dr. Alejandro Zavala Hurtado

**Vocal:** \_\_\_\_\_

Dra. Alicia Chacalo Hilú

**Vocal:** \_\_\_\_\_

Dra. María Marcela Osorio Beristain

**Vocal:** \_\_\_\_\_

Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga

## DEDICATORIA

A Jorge Daniel Muñoz Rodríguez y su familia

A mi madre Madeleine Marie Charre Meunier y Gilbert Henard

A mi hermano Johann y su esposa Audrey

A mis sobrinos Flavien y Geoffrey

Y a toda mi familia y amigos

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero reconocer y agradecer a mi director, el Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río, y a mis Asesores el Dr. Alejandro Zavala y la Dra. Alicia Chacalo Hilú por el apoyo, la paciencia para explicarme y aclarar mis dudas.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada para llevar a cabo mi proyecto de tesis de Doctorado,

A la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, por la beca otorgada para la culminación de este trabajo,

A mis padres y familia,

A mis amigos de Francia y de México

A mis compañeros de generación y de laboratorio,

A mis amigos de la Procuraduría Ambiental del Distrito Federal, del Bosque de Chapultepec, de los Servicios Urbanos de la Delegación Azcapotzalco, de la CORENA y de la UAEM Cuernavaca, a Manuel Grosselet y el Dr Jorge Schondube,

A mis alumnos de Ciencias Biológicas de la UAEM Cuernavaca y de la AMIZ Puebla,

A Violeta Luna Caballero, la Dra Reyna Fierro Pastrana y la Dra María de Jesús Ferrara,

Les agradezco muchísimo su presencia y el apoyo sincero.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	8
ABSTRACT.....	10
INTRODUCCIÓN.....	12
PLANTEAMIENTO.....	14
OBJETIVOS.....	16
• General.....	16
• Particulares.....	17
HIPOTESIS.....	18
ANTECEDENTES.....	18
• Observaciones preliminares.....	20
MÉTODOS.....	23
• Área de estudio.....	23
• Vegetación y caracterización del hábitat.....	24
■ Cobertura vegetal.....	24
■ Proporción de superficies impermeables.....	27
• Aves.....	27
■ Relación entre diversidad de aves y variables ambientales..	30
■ Determinación de gremios y análisis de las preferencias alimentarias.....	31
■ Muestreo de artrópodos.....	32
■ Parámetros estructurales del follaje.....	33
■ Pautas conductuales.....	36
RESULTADOS.....	38
• Vegetación y variables ambientales .....	38
• Aves.....	41
■ Diversidad.....	43
■ Relación entre la riqueza, abundancia y dominancia con las variables ambientales obtenidas.....	45
■ Distribución de las aves migratorias.....	59

■ Grupos de forrajeo y preferencias alimentarias.....	66
✓ Grupos de forrajeo.....	66
✓ Relation entre la abundancia de los gremios y la cobertura de árboles.....	70
✓ Preferencias de forrajeo.....	78
■ Artrópodos.....	84
■ Arquitectura de las especies arbóreas.....	90
✓ Comparación de conífera con latifoliadas.....	90
✓ Estudio de las características microestructurales de las especies latifoliadas.....	94
■ Pautas conductuales.....	98
<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>103</b>
■ Riqueza específica.....	103
■ Abundancia.....	106
■ Diversidad.....	107
■ Análisis multivariados.....	108
■ Forrajeo y artrópodos.....	111
■ Pautas conductuales.....	115
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>117</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>121</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>141</b>

## **RESUMEN**

La pérdida de biodiversidad a nivel mundial se debe principalmente a la deforestación y, en segundo lugar, a la urbanización. En particular, la riqueza y diversidad de aves han disminuido de manera alarmante en Norte América y las regiones neotropicales. En las ciudades, las superficies impermeables reemplazan la vegetación nativa ocasionando la desaparición de las aves migratorias insectívoras de follaje. Sin embargo, los espacios verdes pueden aminorar esta pérdida. Para ayudar a contrarrestar el problema y proponer estrategias de manejo, es necesario ante todo conocer la influencia de las diversas características de los parques urbanos sobre la distribución, las preferencias de alimentación y el comportamiento de las especies de aves, sobre todo de las insectívoras migratorias, debido a que éstas conforman un grupo particularmente susceptible.

En este estudio se encontraron 27 especies de aves insectívoras migratorias en 14 parques de la Ciudad de México entre 2009 y 2011. En cada parque se estimó la composición y cobertura, estratificación, superficie de áreas impermeables, distancia a las áreas naturales más cercanas, área y artrópodos asociados al follaje de las especies arbóreas preferidas/rechazadas para buscar alimento.

El área, la cobertura vegetal y la distancia a las áreas naturales explicaron parcialmente la distribución de aves las especies migratorias en invierno. Aunque se esperaba que la abundancia y dominancia sería mayor en las áreas más urbanizadas debido a la presencia de especies tolerantes representadas por densidades altas, los resultados fueron opuestos a lo predicho. Esto fue debido a la presencia de



*Setophaga coronata*, representada por varios individuos que invernaron en grandes grupos en parques periféricos, menos urbanizados y con mayor complejidad vegetal.

No se encontró una diferencia notoria entre la distribución de especies urbanófilas y la de migratorias insectívoras asociadas a regiones naturales. Más aún, siete parulidae fueron comunes en todos los parques y por esta razón podrían ser especies adaptables a zonas suburbanas.

Las especies arbóreas más utilizadas para buscar alimento no estuvieron correlacionadas con las abundancias de las aves que las usaron. Esto sugiere que existen factores últimos, tal vez intrínsecos, que dictan la distribución de las insectívoras migratorias. Por otro lado, una vez dentro de las áreas seleccionadas, los factores próximos o aprendidos, parecen determinar la elección por ciertos árboles. La selección de estos árboles puede deberse a su arquitectura (facilitando la búsqueda de alimento) o a las presas asociadas al follaje. Análisis de forrajeo demostraron que, en el caso de los parques estudiados, el alimento disponible, más que la arquitectura, es determinante en las preferencias.

Estos resultados pueden ser útiles para proponer estrategias de manejo y conservación de las aves migratorias en parques urbanos.

## ABSTRACT

Worldwide loss of biodiversity on an international scale is due mainly to deforestation and, secondly, to urbanization. Bird richness and diversity, particularly, have alarmingly decreased in North America and Neotropical regions. Waterproof surfaces in cities have replaced native vegetation causing the disappearance of migratory birds that feed on foliage insects. This problem can be lessened with green areas. In order to decide on management strategies, it is first necessary to acquire information on the influence on distribution, feeding preferences and behavior of bird species - especially migratory insectivores - of the diverse characteristics of urban parks, because this group of birds is particularly susceptible.

Twenty seven species of migratory insectivore birds were found during the course of this study, in 14 Mexico City parks, between 2009 and 2011. Composition and plant cover, stratification, waterproof surface area, distance to nearest natural areas, area, and foliage-associated arthropods on preferred/rejected tree species in which birds look for food, were estimated in each park.

The winter distribution of migratory bird species was partially explained by area, plant cover and distance to natural areas. Although abundance and dominance were expected to be greater in the most urbanized areas due to the presence of tolerant species with high densities, results showed the opposite, especially because of the presence of *Setophaga coronata*, large groups of which hibernated in less urbanized, near-by parks with a more complex plant structure.

No significant difference was found between the distribution of urban species and migratory insectivore ones associated to natural regions. Even more, seven parulidae were common to all parks and therefore could be seen as species the can adapt to sub-urban areas.

The tree species most used to search for food did not correlate with abundances of birds that used these tree species. This suggests that there are ultimate factors, maybe intrinsic, controlling the distribution of migratory insectivore species. On the other hand, once inside the selected areas, close-by or learnt factors seem to determine the choice for certain trees. Tree selection could be explained by architecture (which facilitates the search for food), or to foliage-associated prey. Regarding the parks in this study, foraging analyses showed that available food, more than architecture, is the determinant factor in bird preferences.

These results can be helpful in the proposal of management and conservation strategies for migratory birds in urban parks.

## INTRODUCCION

Uno de los cambios en la distribución y disminución de la diversidad de aves se debe a la reducción de sus hábitats naturales.

En México y Centroamérica, hay evidencias de que la disminución de las poblaciones de muchas especies se debe en gran parte a la deforestación de los bosques neotropicales (Robinson *et al.* 1984, Robbins *et al.* 1989, Terborgh 1989, Gabbe *et al.* 2002). La pérdida y fragmentación de estos bosques ha alterado las rutas de las aves migratorias que llegan desde Norteamérica (Park y Lee 2000, Sandström *et al.* 2005). Además de la pérdida de hábitats naturales, los mesodepredadores introducidos como gatos (*Felis silvestris catus*), perros ferales (*Canis lupus familiaris*), ratas (*Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*), han contribuido a la disminución y, a veces, casi total desaparición de poblaciones de algunas especies de aves (Stolzenburg 2008).

Otra causa importante de la disminución de la diversidad de aves migratorias, y que se relaciona con la deforestación, es la expansión de las zonas urbanas a nivel mundial que, además de contribuir a la modificación de los hábitats, es causante de la homogeneización biótica (Miller *et al.* 1998, Spellerberg 1998, Brawn *et al.* 2001, Fernández-Juricic, 2003, Chace *et al.* 2004, Clergeau *et al.* 2006, Mc Kinney 2006).

Sin embargo, los manchones relictuales de vegetación nativa, así como la creación de nuevas áreas verdes en los parques inmersos en la mancha urbana pueden proporcionar sitios de reposo, recursos alimentarios y protección contra depredadores para muchas especies migratorias. Es por esto que las áreas

arboladas dentro de las ciudades representan una oportunidad para promover la conservación (Fernández-Juricic 2001, Renjifo 2001).

Para proponer estrategias de conservación, es fundamental identificar los requerimientos ecológicos de las aves migratorias y los factores que afectan su distribución. En ecosistemas no perturbados, el uso del hábitat, principalmente del gremio de las insectívoras de follaje (Kaufman 2005), depende en parte de la composición, densidad, diversidad y complejidad estructural del follaje (Holmes y Robinson 1981, Peck 1989, Whelan 2001, Cueto y López de Casenave 2002, MacGregor-Fors 2008). La abundancia y disponibilidad de alimento representado por la comunidad de artrópodos presentes en la vegetación también contribuyen a explicar su distribución (Cody 1981, Hutto 1990). Por otro lado, Holmes y Robinson (1981) y Raley y Anderson (1990) encontraron que el tipo de follaje y la disposición de las ramas pueden ya sea facilitar o limitar la obtención de alimento.

En el contexto artificial de los parques urbanos, el tamaño, grado de aislamiento y urbanización de los espacios verdes pueden determinar la composición de las especies encontradas en las ciudades (Hostetler y Knowles-Yanes 2002) e influir sobre las tácticas de forrajeo y otro tipo de actividad como por ejemplo canto y el descanso (Faeth *et al.* 2005, Slabbekoorn y Ripmeester 2008). Algunas perturbaciones provocadas por las actividades humanas como el tráfico de automóviles, el número de visitantes y los depredadores potenciales nativos y no nativos (perros y gatos), pueden modificar la distribución y ciertas conductas de las aves (Partecke *et al.* 2006).

Las interacciones biológicas también juegan un papel decisivo en la distribución de especies migratorias dentro de los remanentes de vegetación urbana: la presencia de las aves residentes, sobre todo las especies llamadas “urbanófilas” pueden hacer que las aves migratorias se desplacen hacia los bordes de los parques (Blair 1996), considerados hábitats menos favorables (Fernández-Juricic 2001), o a parques más alejados de las áreas naturales más que rodean a las ciudades (Crooks *et al.* 2004). Las aves urbanófilas desarrollan capacidades para tolerar la presencia del ser humano, ocupar edificios u otras construcciones y explotar desperdicios humanos. Estas aves no son territoriales y suelen presentar abundancias altas en paisajes muy alterados por la urbanización (Shwartz *et al.* 2008).

Debido a los numerosos aspectos que pueden influir en el uso del hábitat por las aves migratorias en zonas urbanas, es necesario un enfoque multifactorial que incluya censos, observaciones de forrajeo y búsqueda de alimento, estimación de las abundancias relativas de los artrópodos en las diferentes especies arbóreas utilizadas por las aves, medición de la arquitectura vegetal, así como disposición y tipo de follaje.

## **PLANTEAMIENTO**

Holmes y Robinson (1981), Hutto (1981) y Peck (1989) demostraron que el uso del hábitat por las aves insectívoras migratorias en bosques templados naturales depende de la arquitectura de las especies arbóreas y de las presas disponibles (artrópodos) que se encuentran en el follaje. Por otra parte, en áreas verdes de las

ciudades, el grado de urbanización y aislamiento de los parques (distancia a la zona natural más cerca) así como la composición y abundancia relativa de las especies residentes urbanófilas pueden determinar la distribución de las especies de aves migratorias (Jokimäki y Suhonen 1998, Lim y Sodhi 2004).

Fernández-Juricic (2001), Chace y Walsh (2004), y Clergeau *et al.* (2006) resaltaron la importancia de la composición y estructura de la vegetación, al igual que la superficie y la edad de los parques, para mantener una riqueza avifaunística y diversidad altas. Por otro lado, la modificación drástica del paisaje, incluyendo la construcción de edificios y el ruido provocado por las actividades humanas hace que las aves sensibles a la urbanización eviten los bordes de las áreas verdes urbanas donde las perturbaciones son más perceptibles (Hostetler *et al.* 2005). Se han reportado también cambios en la frecuencia y duración de los cantos como respuesta al ruido producido por el tráfico, bocinas y música (Katti y Warren 2004, Patricelli y Blickley 2006, Slabbekorn y Ripmeester 2008). Sin embargo, la relación entre la riqueza, abundancia y las estrategias de forrajeo en relación a la abundancia de artrópodos en zonas urbanas es poco conocida. Tampoco hay estudios sobre la influencia de las características de la vegetación de los parques urbanos en aspectos conductuales generales que incluyen la búsqueda de alimento, el forrajeo, el descanso y acicalamiento. Por este motivo, se plantean las siguientes preguntas:

¿Qué características de los parques urbanos favorecen la presencia de las aves migratorias insectívoras de follaje?

¿Qué impacto tiene la presencia de las aves urbanófilas y número de visitantes sobre la distribución de las aves migratorias en las áreas verdes urbanas?

¿La frecuencia de las distintas conductas evaluadas difiere entre parques urbanizados y parques menos perturbados?

¿Existe una preferencia de forrajeo por ciertas especies de árboles? ¿Las preferencias son las mismas en todos los parques?

¿Es la arquitectura de las distintas especies arbóreas o la abundancia y disponibilidad de artrópodos lo que tiene mayor influencia sobre las preferencias de forrajeo de las aves migratorias insectívoras en los parques urbanos?

## **OBJETIVOS**

### **General**

El objetivo principal de este trabajo fue el de evaluar la influencia del área y de las superficies urbanizadas, número de visitantes, densidad de edificios circundantes, distancia de las áreas naturales más cercanas, características florísticas y estructurales de la vegetación y alimento disponible en la distribución de las aves migratorias insectívoras de follaje en parques de la Ciudad de México. Además, se



analizó la diferencia entre algunas pautas conductuales entre estos parques y dos áreas naturales.

### **Particulares**

1. Evaluar la influencia de variables ambientales como el área, superficie de áreas construidas, densidad de edificios circundantes y distancia a las áreas naturales más cercanas de 12 áreas verdes urbanas de la Ciudad de México y de dos áreas cercanas naturales sobre la riqueza, abundancia y dominancia de aves migratorias insectívoras de follaje.
2. Determinar si la composición y estructura de la vegetación y el tipo de follaje de los árboles y arbustos en los 12 parques tiene un papel en esta distribución.
3. Encontrar si las aves migratorias muestran preferencia de forrajeo en 7 parques con base en la cobertura de la vegetación.
4. Determinar si la abundancia de presas y su disponibilidad para las aves insectívoras explican las preferencias de forrajeo o si es la arquitectura de la vegetación que tiene mayor peso en estas preferencias.
5. Comparar las pautas conductuales de las especies de aves migratorias más representativas en 7 sitios de estudio y las 2 áreas naturales para averiguar si el fenómeno de urbanización afecta los comportamientos de las aves migratorias.

## **HIPOTESIS**

1. La riqueza y abundancia de aves migratorias insectívoras serán mayores en parques grandes con una mayor complejidad estructural de la vegetación. Su dominancia responderá de manera inversa a estas variables.
2. Las aves migratorias tendrán un patrón de distribución inverso a aquel de las aves urbanas. La dominancia estará positivamente relacionada con el grado de urbanización (superficies construidas).
3. Las aves usarán ciertas especies arbóreas de manera preferencial para buscar alimento.
4. Las preferencias estarán dictadas por la cantidad de alimento disponible más que por la estructura de la vegetación.
5. En parques más perturbados se esperará encontrar conductas más antagonistas y menos tiempo dedicado al acicalamiento y descanso que en las áreas naturales y en parques grandes y con vegetación compleja.

## **ANTECEDENTES**

A pesar de que hay varios estudios avifaunísticos en Europa, Norteamérica y Japón (Lancaster y Rees 1979, Jokimäki *et al.* 1996, Fernández-Juricic 2003, Morimoto *et al.* 2005, Clergeau *et al.* 2006) existen pocos trabajos en ciudades de países tropicales (Park y Lee 2000, Mac Gregor-Fors 2008).

Los efectos principales de la urbanización sobre las comunidades naturales son la homogeneización biótica y la disminución de la biodiversidad (Crook *et al.* 2004, McKinney 2006, Ortega-Álvarez, Mac Gregor-Fors 2009). Sin embargo, las áreas verdes dentro de una mancha urbana suelen presentar características de hábitat similares a las de regiones naturales. Los parques urbanos pueden considerarse hábitats insulares dentro de una matriz de edificios y concreto y pueden ser estudiados desde el punto de vista de la teoría de la biogeografía de las islas (MacArthur y Wilson 1967, Engels y Sexton 1994, Yamaura *et al.* 2009).

Boecklen y Nosedal (1991) y Fernández-Juricic (2000b) han usado este enfoque encontrando que existe una relación significativa entre el tamaño del parque y el número de especies que lo habitan. Sin embargo, Dickman (1987), Park y Lee (2000) y Mitchel *et al.* (2005) sugieren que el grado de urbanización y ciertos recursos propios de las ciudades (i.e. basura, desperdicios alimentarios y esculturas y edificios) pueden modificar este patrón. Además, las especies urbanófilas pueden impedir la presencia de aves migratorias en parques más céntricos (Fernandez-Juricic 2001, Kark *et al.* 2007).

Adicionalmente, existen otros factores que pueden modificar la selección y el uso del hábitat por las aves migratorias durante el invierno tanto en zonas naturales como urbanas (Sandström *et al.* 2005, Díaz 2006, Bergen *et al.* 2007, MacGregor-Fors 2008), en particular la estructura de la vegetación y disponibilidad de ciertos grupos de artrópodos (Moore *et al.* 1991, Steele 1993, Young *et al.* 1995, Ferreira y Peres 2000, Johnson y Sherry 2001, Lyons 2005, Park *et al.* 2008, Gunnarson *et al.* 2009).

Las preferencias de forrajeo por las aves migratorias insectívoras han sido estudiadas exclusivamente en ambientes naturales por Holmes y Robinson (1981) y Peck (1989), y cuantificadas con experimentos de cautiverio por Martin y Karr (1986). Los resultados indican que la densidad del follaje de las especies caducifolias es un factor proximal en el uso del hábitat para las aves migratorias insectívoras de follaje. Por otro lado, la teoría del forrajeo óptimo indica que la arquitectura foliar puede afectar la disponibilidad y tasas de encuentro con las presas, así como el costo energético entre ataques y capturas (Greenberg y Gradwohl 1980, Robinson y Holmes 1982). En este sentido, Whelan (2001) demostró que tanto la disposición del follaje como la abundancia de las presas pueden tener un efecto en las preferencias de forrajeo de las aves insectívoras.

### **Observaciones preliminares**

Las observaciones preliminares sirvieron para plantear los objetivos e hipótesis del presente trabajo. Durante el 2008, se estimó la cobertura, riqueza y diversidad de estratos foliares de las especies arbóreas en 12 parques de la Ciudad de México, así como la distancia a las áreas naturales más cercanas y la superficie de áreas impermeables. Asimismo, se realizaron observaciones de forrajeo y se estimaron la riqueza específica, la abundancia relativa y la diversidad (con el inverso de la dominancia y equidad) de las aves presentes en cada sitio.

La abundancia relativa se obtuvo mediante parcelas circulares de radio fijo de 30m. Se obtuvo una lista de 19 aves migratorias insectívoras de follaje (Tabla 1). Debido a

que el esfuerzo de muestreo fue distinto entre los sitios, se usaron algoritmos de rarefacción para estimar la riqueza esperada (Chao1). La diversidad, equidad y dominancia fueron determinadas con índices de Shannon-Wiener, Pielou y Simpson respectivamente. Se realizó también una clasificación basada en la abundancia relativa de las especies. Los grupos obtenidos no presentaron un patrón respecto a tamaño, fisionomía, composición de vegetación o distancia a las zonas verdes. Por otro lado, se obtuvieron relaciones significativas entre la riqueza y diversidad de la comunidad de aves y el área de los parques, distancia a las áreas naturales más cercanas, grado de urbanización, y algunos parámetros de vegetación (riqueza específica y diversidad de estratos foliares y densidad de follaje). Las abundancias relativas de las aves migratorias aumentaron de manera significativa hacia las áreas naturales mientras que las especies urbanófilas mostraron el patrón inverso.

Las aves se agruparon según las estrategias de forrajeo y uso de la vegetación mediante una clasificación y análisis de correspondencia (Holmes *et al.* 1979, Martin y Martin 2001). Así mismo, se determinaron las preferencias de forrajeo para los grupos basados en las estrategias para obtener alimento mediante pruebas de bondad de ajuste. Se determinó la densidad de artrópodos en las especies arbóreas más visitadas. La preferencia por especies como grevillea (*Grevillea robusta*), el fresno (*Fraxinus uhdei*) y el eucalipto (*Eucalyptus spp.*), sugiere que, si bien la cantidad de presas es importante en las preferencias (Charre 2009), el tipo de follaje también determina las preferencias. Finalmente, se discutieron los resultados y propusieron objetivos de conservación.

Tabla 1. Lista de las aves migratorias insectívoras de follaje.

Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i> <i>Geothlypis tolmiei</i> <i>Mniotilta varia</i> <i>Oreothlypis celata</i> <i>Oreothlypis ruficapila</i> <i>Setophaga coronata</i> <i>Setophaga nigrescens</i> <i>Setophaga occidentalis</i> <i>Setophaga townsendi</i> <i>Setophaga virens</i>
Regulidae	<i>Regulus calendula</i>
Sylviidae	<i>Polioptila caerulea</i>
Thraupidae	<i>Piranga ludoviciana</i> <i>Piranga olivacea</i> <i>Piranga rubra</i>
Tyrannidae	<i>Contopus sordidulus</i> <i>Empidonax minimus</i> <i>Empidonax flaviventris</i>
Vireonidae	<i>Vireo gilvus</i>

## **MÉTODOS**

### **Área de estudio**

La cuenca del Valle de México presenta una variedad de microclimas con un gradiente positivo de humedad hacia el sur de la ciudad. Según la clasificación de Köppen, modificada por García (1973) se define como templado-húmedo en el sur, y templado-seco en el norte. El promedio de la precipitación anual oscila entre 700-800 mm (Sánchez *et al.* 1979) y la temperatura fluctúa entre 12.5°C y 20°C (Varona-Graniel 2001). Se caracteriza por dos estaciones: la época de lluvia, que va de junio a septiembre, y la época seca, que va de octubre a mayo. La Ciudad de México está situada a 2240 m s.n.m. y sus coordenadas extremas son 19°03' a 19°36' de latitud Norte y 98°57' a 99°22' de longitud Oeste. En el presente estudio, la época seca se define como otoño y la de lluvia como primavera.

Se seleccionaron siete parques situados a lo largo de un eje Norte-Sur de la Ciudad para realizar observaciones de forrajeo, pautas conductuales y uso del hábitat. Se añadieron otros cinco parques para conocer la riqueza, abundancia relativa, y diversidad de las especies migratorias y analizar la distribución de las aves en parques con distintas características. En los 12 sitios se obtuvo la siguiente información: cobertura, composición y estratificación de los árboles y arbustos, superficie (ha), distancia a la zona boscosa natural más cerca (km), densidad de visitantes y densidad de edificios alrededor. Adicionalmente, se visitaron dos Áreas Naturales Protegidas (ANP) para comparar las conductas de las aves presentes con

las de los siete parques urbanos principales: el Bosque de Tlalpan que presenta una parte bien conservada de bosque de pino-encino, y el Parque Ecológico Ciudad de México, que está conectado con el bosque natural de la Sierra del Ajusco (Figura 1).

## **Vegetación y caracterización del hábitat**

### **Cobertura vegetal**

La cobertura de los árboles y arbustos así como la estratificación del follaje en cada parcela se estimaron con una escuadra óptica marcada con dos líneas perpendiculares. La escuadra tiene dispuestos tres espejos con el fin de que una persona, mirando horizontalmente, pueda ver los objetos encontrados exactamente encima del aparato (Montaña y Ezcurra 1980).

En cada parcela se registró la altura y se contó el número de contactos del follaje con el punto de intersección de las líneas trazadas en el aparato. Esto se repitió cada metro y medio en dos transectos (N-S y E-W) dentro de cada parcela. Se anotó también la forma de crecimiento de los árboles y arbustos basándose en el tipo de follaje. Los árboles se clasificaron según el tipo de follaje. Para esto, se consideraron las siguientes categorías: hojas aciculares, latifoliadas, micrófilas, y hojas de tipo cupreciformes o escamiformes (Pennington y Sarukhán 1998). El número de contactos se usó para evaluar la cobertura de cada especie en cada parcela. Las alturas se agruparon en intervalos de un metro de altura y la diversidad



del la estratificación del follaje se evaluó con el índice de Shannon-Wiener. Los datos de cobertura se agruparon para las cuatro categorías previamente citadas.

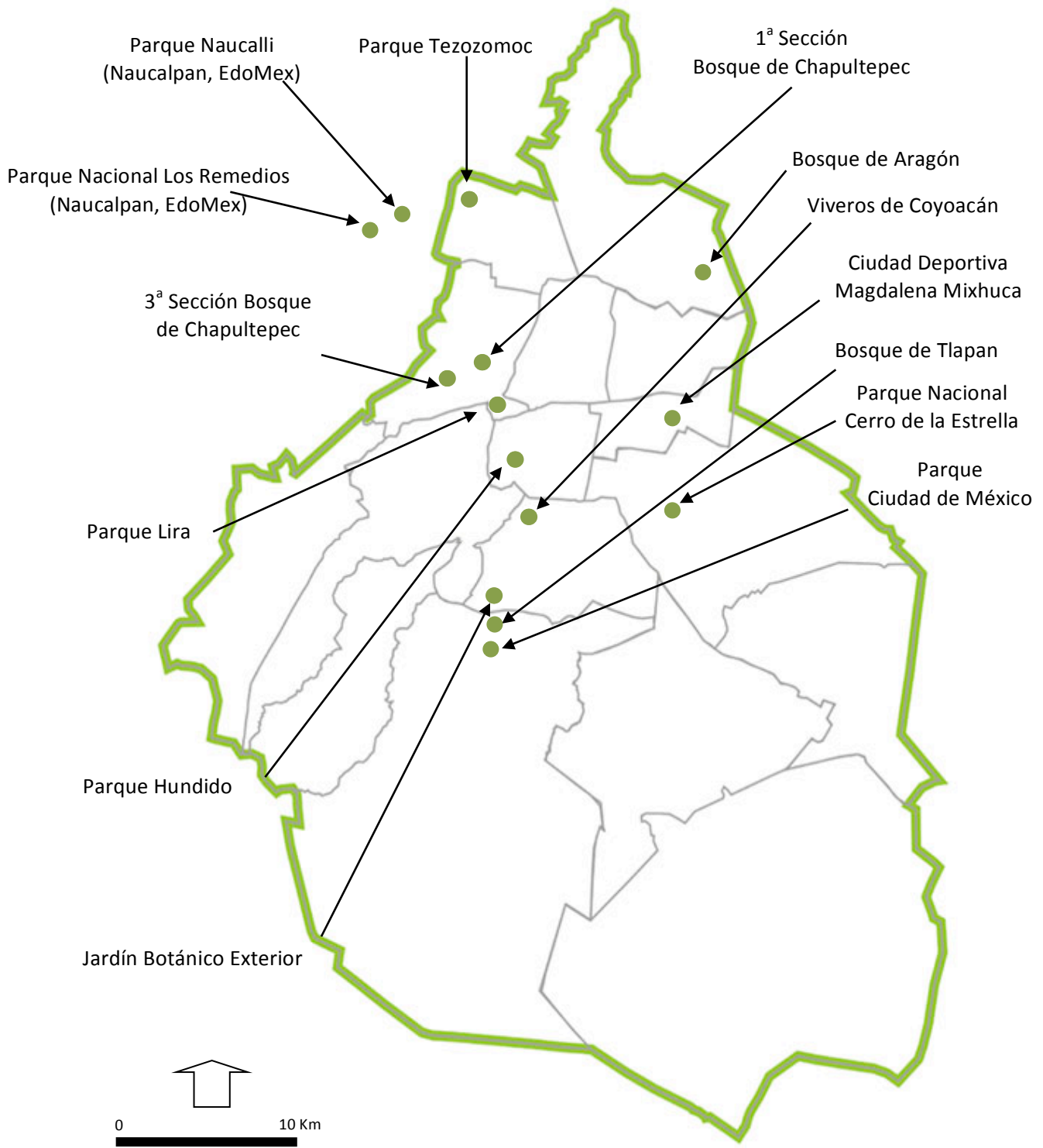


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio en la Ciudad de México y el Estado de México, Municipio de Naucalpan.

### **Proporción de superficies impermeables**

Además de las características de la vegetación, en cada parque se estimó el grado de urbanización con base en la proporción de áreas asfaltadas, edificios y áreas verdes, utilizando mapas digitales de cada sitio en Google Earth® (Google 2010).

Se evaluó también la densidad de habitaciones por hectáreas (Thorington y Bowman 2003), usando las imágenes de Google Earth® (Google 2010).

La distancia a la zona boscosa preservada más cercana (km) se evaluó trazando una recta desde el borde de un parque hasta una zona de vegetación nativa continua, utilizando imágenes de Google Earth® (Google 2010).

El número de personas entrando a los parques se contabilizó de las 08h00 a las 11h00 (mismo período de censos de aves), con la ayuda de otra persona. La medición se realizó en un intervalo de 2 días y abarcaron un día del fin de la semana, que es cuando hay más visitantes. Cada observador se colocó en una entrada distinta –opuesta en el caso de ser posible– y contó los visitantes durante tres horas para obtener un número promedio de individuos por hora y por día.

### **Aves**

Durante el presente estudio, se realizaron visitas a los parques para estimar la riqueza, observaciones de estrategias de forrajeo y conductas de las especies migratorias insectívoras de follaje durante la época migratoria (octubre a abril del

2009, 2010 y 2011). Las observaciones se efectuaron desde el amanecer hasta las 11:30, que es cuando las aves son más activas. Se usaron binoculares de 8x40 y las guías de Peterson y Chalif (1998) y Kaufman (2005). Posteriormente, las especies no reconocidas en el campo se pudieron identificar por sus cantos y llamadas, mediante grabadora y un listado de registros de cantos ([www.xenocanto.com](http://www.xenocanto.com)).

Para obtener las abundancias relativas se visitó cada uno de los 12 parques y las dos áreas naturales (solo 2010 y 2011) que se usaron para los análisis de distribución una vez por año entre el 2009 y el 2011. El orden de visita fue aleatorio para reducir el sesgo y se usó un método de parcelas circulares de radio fijo de 30 metros (Hutto *et al.* 1986). Este radio se ha utilizado para detectar aves en sitios con vegetación variable (Hutto 1985b, Corcuera y Zavala Hurtado 2006). El número de parcelas fue de cinco a 20, dependiendo del tamaño y accesibilidad de los sitios. Se calculó la abundancia relativa dividiendo el número total de individuos de cada especie por el número de parcelas en cada sitio. Se registraron todos los individuos vistos u oídos dentro de un período de 10 minutos en cada punto. Este lapso de tiempo es lo suficientemente largo para incluir a las aves presentes, incluyendo especies raras, y lo suficientemente corto para minimizar la probabilidad de contar el mismo individuo (Hutto 1985b). La separación entre parcelas fue mayor a 60 metros para independizar los datos. Para obtener la composición de las especies migratorias, se hicieron recorridos adicionales que abarcaron el área de los parques. También se estimó la abundancia relativa de las especies residentes, y particularmente la de las especies urbanófilas, definidas por Shwartz *et al.* (2008),

con el fin de demostrar el impacto que tienen estos grupos sobre las aves silvestres migratorias.

Debido a que el número de parcelas fue limitado por el tamaño de cada parque, el esfuerzo de muestreo también fue diferente. Para estandarizar la riqueza esperada  $E(S_n)$  se usó el método de rarefacción propuesto por Hurlbert (1971) y James y Rathbun (1981):

$$E(S_n) = \sum \left[ \frac{1 - \frac{(N - N_i)}{n}}{\frac{(N)}{n}} \right]$$

En donde  $E(S_n)$  = Riqueza esperada

S = Número total de especies

$N_i$  = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos

n = Número de individuos escogido para estandarizar la riqueza entre muestras

La eficiencia del muestreo se evaluó con el estimador de Chao1 ( $S_1$ ) con el programa EstimateS v. 8 (Colwell 2006), recomendado por Zurita *et al.* (2006) y González Oreja *et al.* (2010):

$$S_1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2(F_2+1)} - \frac{F_1 * F_2}{2(F_2+1)^2}$$

Donde  $S_{obs}$  es el número total de especies observadas y  $F_i$ : Número de especies que tienen exactamente i individuos cuando todas las muestras están

agrupadas [ $F_1$  es el número de especies representadas por un individuo (“singletons”) y  $F_2$  es el número de especies representadas por dos individuos (“doubletons”).

Estudios empíricos han demostrado que el estimador es relativamente insensible a la intensidad de muestreo y puede dar una aproximación razonable de la riqueza cuando el número de muestras es pequeño (González Oreja *et al.* 2010).

La dominancia se estimó con el índice de Simpson (D) (Krebs 1999):

$$D = \sum p_i^2$$

En donde  $p_i$  es la abundancia proporcional de la especie  $i$ .

### **Relación entre diversidad de aves y variables ambientales**

Se utilizaron regresiones lineales simples para evaluar la relación entre la riqueza, abundancia relativa y dominancia de las aves con los parámetros de la vegetación, el tamaño de los parques, la proporción de superficies impermeables, la densidad de edificios, el número de visitantes, la distancia a los bosques naturales más cercanos y las abundancias de especies urbanófilas, usando el programa NCSS 2004 (Hintze 2004).

Para analizar la relación entre la abundancia de las especies migratorias y las especies residentes y las variables ambientales se usaron análisis canónicos de

correspondencia con el programa de estadísticas multivariadas MVSP 3.13r (Kovach 2009).

### **Determinación de gremios y análisis de las preferencias alimentarias**

Las aves migratorias con más de 20 observaciones de tácticas de forrajeo se agruparon por medio de una clasificación con el método de Ward, lo que permite minimizar la suma de los cuadrados total (varianza) entre grupos y maximizar su homogeneización (Romesburg 1984). La clasificación se basó en los resultados de las tácticas utilizadas para buscar alimento y de las especies arbóreas usadas para el mismo fin (*sensu* Holmes *et al.* 1979). Se aplicó un análisis de discriminante en SPSS 15.0 (SPSS 2006) para evaluar la significancia de la separación de los grupos resultantes.

Posteriormente, se realizaron regresiones lineales entre la abundancia de los grupos resultantes y la cobertura de las especies arbóreas más abundantes con el fin de conocer qué tipo de árboles favorecían a cada uno de los gremios. Este análisis se repitió para cada uno de los tres años de observación.

#### *Indices de preferencia y alimento*

Con el fin de relacionar la abundancia de los artópodos y la preferencia por buscar en ciertas especies arbóreas se estimó el Índice de Preferencia Vegetal (IPV) para cada especie vegetal propuesto por Peck (1989):

$$IPV = (O-E)/E$$

en donde, O = número de veces que el ave utiliza cada especie de árbol para buscar alimento y E = número de veces que se esperaría si los individuos utilizaran a cada árbol según su cobertura (*i.e.* al azar). Los IPV se evaluaron tanto para el total de las aves migratorias como para las especies con más de 20 observaciones. Los valores negativos indican un rechazo y los positivos una preferencia para buscar alimento en cada por las respectivas especies arbóreas. Se usó una prueba de bondad de ajuste  $X^2$  para determinar la significancia de los resultados.

### **Muestreo de artrópodos**

Con base en los resultados de preferencias de forrajeo, se realizó un muestreo de artrópodos en los árboles que tuvieron valores altos de IPV, incluyendo las especies que son preferidas y rechazadas por las aves. El muestreo se llevó a cabo durante días soleados con velocidad de viento lenta o nula para maximizar la calidad de las colectas. Se cubrió una rama de 50 cm con una bolsa de plástico. Una vez embolsada, se cortó y roció con insecticida (tipo Piretrina) (Hutto 1990, Johnson 2000). Se escogieron 10 individuos al azar de cada una de las especies arbóreas. El procedimiento se repitió en 2 estratos (bajo y medio o dosel). Los artrópodos se separaron en el laboratorio y se guardaron en alcohol etílico al 70% para su posterior identificación a nivel de órdenes con claves. Las colectas se realizaron durante el



invierno, que es la época en donde están presentes la mayoría de las aves insectívoras migratorias.

Se usaron regresiones lineales simples entre las abundancias de los grupos de artrópodos más comunes y los IPV (total y especie) para determinar si las aves prefieren los árboles/arbustos con mayor abundancia de alimento.

Para examinar las diferencias de la abundancia de los artrópodos entre árboles/arbustos se aplicaron ANOVAs y pruebas de comparación múltiples (Tukey) con NCSS 2004 (Hintze 2004). El mismo procedimiento se usó para estimar las diferencias entre rangos de tamaño de las presas y entre los órdenes más abundantes (Raley y Anderson 1990).

### **Parámetros estructurales del follaje**

Además de los estudios de Greenberg y Gradwohl (1980), Robinson y Holmes (1982) y Peck (1982), quienes estudiaron la influencia de las formas de crecimiento en la búsqueda de alimento, Greenberg y Gradwohl (1980) y Whelan (2001) encontraron que el arreglo de las hojas y el espaciamiento entre ramas de especies caducifolias para capturar una presa determinan las preferencias de forrajeo.

Para conocer la relación entre las preferencias alimentarias y estrategias de forrajeo con la estructura de la vegetación, se realizaron dos tipos de mediciones: una a escala global para poder incluir formas vegetales tan distintas como coníferas al análisis (ya que no se puede medir su área foliar como la de otras formas vegetales) y la otra a escala más fina para comparar especies no-coníferas.

La primera medición consideró la altura promedio de forrajeo (m) de las aves, así como el ángulo de inclinación de las ramas y distancia entre ellas (m) a partir de fotografías de 10 individuos de cada especie arbórea que tuvo un índice de preferencia de forrajeo (IPV) significativo. Se colocó una marca de color a un metro de altura desde la base de los árboles para obtener una referencia de escala. Después, las imágenes se analizaron en Image Pro Plus v. 4.5.1 ([http://www.mediacy.com/index.aspx?page=IP\\_new\\_features\\_SP](http://www.mediacy.com/index.aspx?page=IP_new_features_SP)).

La matriz de datos de macro-estructura obtenida sirvió para explicar los IPV mediante un análisis canónico de correspondencia.

El segundo análisis consistió en obtener las siguientes características morfológico-estructurales de ramas de 0.5 m para las especies latifoliadas por las cuales las aves mostraron rechazos o preferencias para buscar alimento.

1. Número de ramillas
2. Número de hojas
3. Tamaño promedio del pedúnculo en centímetros
4. Proporción de hojas arriba y debajo de la rama principal
5. Densidad de follaje en número de hojas por metro cúbico
6. Área foliar (en m<sup>2</sup>)

En el laboratorio se prepararon las hojas para fotografiarlas de la siguiente forma: las hojas fueron aplanadas y dispuestas una por una en una mampara blanca, alumbrada por cuatro focos. La cámara fotográfica se colocó en un tubo, encima de

la mampara. Una primera captura con una regla sirvió para calibrar las siguientes tomas y se analizó cada imagen con el programa Image Pro Plus v. 4.5.1.

La forma de las hojas se determinó con las claves de Pennington y Sarukhán (1998), considerando: disposición de hoja (opuesto, alterno, espiral) y forma de crecimiento de las hojas (pinado, bipinado, o unifoliado). Además se incluyó el orden de ramificación (de rango 1, 2, 3 y 4), a partir del índice de Strahler, que es una medición numérica de la complejidad de un árbol (Lanfear 1990). El método se modificó, considerando la rama principal sin número de ordenación y las ramillas que tienen el orden primero desde la extremidad de la rama. Se calculó un índice de ramificación, según Velásquez (2000) con la siguiente fórmula:

$$R_b = (N - N_{\max}) / N_1$$

N = total de ramillas de todos los ordenes

N<sub>max</sub> = número de ramillas de orden más alto

N<sub>1</sub> = número de ramillas de orden 1

Las estimaciones se obtuvieron a partir de 10 individuos para cada especie arbustiva/arbórea incluida en esta parte del estudio durante el invierno. Debido a los cambios fenológicos de muchas especies caducifolias, se colectaron las ramas en los meses durante los cuales estaban presentes las aves migratorias para tener una

muestra representativa del follaje y el sustrato de forrajeo real que representa en esta época.

Se realizó un análisis de conglomerados de las especies de árboles para agruparlas según las variables mencionadas, usando el método de Ward (Romesburg 1984).

Adicionalmente se aplicó un análisis canónico de correspondencia entre los parámetros estructurales y los índices de preferencia alimentaria de cada especie de ave para determinar cuáles variables podrían explicar el uso de las especies arbóreas. Estos dos análisis se realizaron con el paquete MVSP3.13r (Kovach 2009).

### **Pautas conductuales**

A partir de los avistamientos, se construyó una base de datos para cada parque que incluyó las frecuencias de maniobras de forrajeo definidas por Holmes *et al.* (1979) y Robinson y Holmes (1982): pizca (glean), revoloteo (hover), rastreadoras (*probe*), caza aérea (flycatch), así como sustrato de la búsqueda (suelo, ramas, follaje, tronco), comportamiento agonístico, canto, acicalamiento, vuelo y descanso. Para las conductas y las maniobras de forrajeo se usó el método de observación de *barrido* por ser el más apropiado para tener el máximo número de datos cuando se trabaja con varias especies simultáneamente (Lehner 1979).

Este método implica medir la actividad desarrollada por uno o varios individuos que se encuentran bajo observación (*eventos* o *sucesos*) en el momento que el observador llega al punto de muestreo. En algunos casos, el dato de interés puede

ser el número de individuos que están realizando un determinado comportamiento. El tiempo de observación fue de 10 minutos por parcela.

Los *eventos* o *sucesos* son pautas de comportamiento de duración relativamente corta de tal forma que el método mide la frecuencia de cada pauta. Se calcularon, en consecuencia, las frecuencias de cada actividad para las especies de aves más comunes. Los siete parques y las dos áreas naturales se agruparon con base a la frecuencia de cada pauta. Se utilizó el método de Ward (Romesburg 1984), y posteriormente se aplicó un análisis discriminante para conocer cuales variables podían explicar mejor las diferencias entre los grupos obtenidos. Los análisis se corrieron con el paquete SPSS 15.0 (SPSS 2006).

## **RESULTADOS**

### **Vegetación y variables ambientales**

Las características de los sitios se presentan en la Tabla 2. El Cerro de la Estrella fue el parque con mayor superficie mientras que el parque Lira fue el más pequeño. El parque más lejano a las áreas naturales fue el Bosque de Aragón y el más cercano, los Remedios. La Ciudad Deportiva presentó el mayor grado de urbanización (i.e. superficies impermeables construidas) mientras los Remedios presentó la mayor proporción de áreas verdes. El número de especies arbóreas más alto se encontró en el Tezozomoc y el más bajo en el Cerro de la Estrella. La mayor cobertura vegetal se encontró en el Tezozomoc, en contraste con la Ciudad Deportiva. La densidad de follaje total más alta se encontró en el parque Tezozomoc y la más baja en el parque Lira. La diversidad de estratos foliares fue alta en los Remedios y baja en el parque Lira. La diversidad de estratos por especie arbórea fue mayor en el Tezozomoc y el Pedregal y menor en el Cerro de la Estrella y el Bosque de Aragón.

La zona menos visitada fue la Tercera Sección de Chapultepec, y la más visitada fue la Primera Sección. La zona que con mayor concentración de edificios circundantes fue el Cerro de la Estrella y la más baja en la Tercera Sección.

Las especies arbóreas más abundantes fueron los eucaliptos, fresnos y truenos. La especie mayormente representada en la Ciudad Deportiva fue la Casuarina. La mayoría de los parques están plantados con especies exóticas, y la fisionomía del arbolado urbano no refleja una sucesión vegetal natural: no existe el

estrato de sotobosque en muchos de ellos y los individuos grandes sufrieron importantes talas en sus ramas. Sin embargo, la Tercera Sección de Chapultepec y los bosques de Tlalpan y Ciudad de México cubren un aspecto más conservado, con muchos estratos arbustivos, una vegetación nativa y plantas nectaríferas tales como la *Dahlia spp*, *Helianthus spp*, *Cosmos spp*. y *Salvia spp*. Aquí se puede identificar encinos (*Quercus*), Tepozanes (*Buddleja*) y pinos (*Pinus spp.*). Se puede reconocer varias especies en el Anexo 2.

Tabla 2. Caracterización del hábitat en 12 parques urbanos y 2 áreas naturales de la Ciudad de México.

Parque	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Cim	Hun	Lir	Nau	Ped	Rem	Tez	Tla	Viv
Número de parcelas	10	10	10	18	18	10	8	5	6	6	7	10	10	20
Extensión (Has)	114	150	100	230	286	700	15	11	43	237	400	28	258	40
Distancia a zona natural (km)	24	17.5	10.85	12.3	12.3	0	11.25	9.5	3.5	4.6	2.65	5.65	2	10.5
Grado de urbanización (%)	30	52	12	24.7	11.4	0	30	36.4	29.9	18.5	11.8	32.1	29.9	40.7
Densidad de edificios (número/ha)	44.6	45.8	52	18.91	9.36	12.09	22.47	14.16	39.33	27.18	35.85	44.66	24.56	32.05
Densidad de visitantes (número/h)	727	779	242.5	1215	0	200	151.25	185	185	137.75	139.5	445	271	960
Riqueza específica de árboles	11	20	10	18	15	-	22	15	11	20	15	27	-	12
Cobertura total de árboles	131	106	125	330	288	-	221	120	117	115	172	379	-	127
Densidad total de árboles	737	877	1112	1242	1088	-	575	291	1076	324	1280	1309	-	576
Diversidad de estratos foliares (H')	1.63	1.29	1.56	1.49	1.73	-	1.47	1.27	1.57	1.48	1.74	1.5	-	1.36
Diversidad de estratos por especie (H')	1.35	2.05	1.37	1.68	1.59	-	2.19	2.12	1.62	2.35	1.43	2.37	-	1.95
Cobertura de escamiformes	0.40	0.14	0.50	1.61	0.44	-	4.75	3.00	1.55	0.67	2.57	0.90	-	3.25
Cobertura de aciculares	1.10	7.00	1.40	0.44	0.39	-	3.50	1.00	5.17	5.17	0.14	2.10	-	1.70
Cobertura de latifoliadas	9.40	4.86	7.60	8.94	14.70	-	18.50	16.40	12.00	11.33	19.71	5.64	-	22.65
Cobertura de micrófilas	2.00	2.29	3.00	0.78	0.39	-	0.88	0.20	0.67	2.00	2.14	2.30	-	1.23

Ara=Aragón, Cdd=Ciudad Deportiva, Cer=Cerro de la Estrella, Ch1=Chapultepec 1, Ch3=Chapultepec 3, Cim=Parque Ciudad de México, Hun= Hundido, Lir=Lira, Nau=Naucalli, Ped=Pedregal, Rem=Remedios, Tez=Tezozomoc, Tla=Bosque de Tlalpan, Viv=Viveros.



## Aves

Se registró un total de 3170 individuos pertenecientes a 10 familias y 33 especies de insectívoras migratorias de octubre 2009 a febrero del 2011 (Tabla 3). Todas están en la categoría de menor preocupación (“*least concern*”) según la I.U.C.N. (<http://www.redlist.org/apps/redlist/search>), lo que significa que no son objetos de protección particular. La familia mejor representada fue Parulidae con 13 especies, seguida de Tyranidae con seis especies y Vireonidae con cuatro especies. Thraupidae estuvo representada por tres especies, Emberizidae por dos y el resto (Picidae, Regulidae, Silviidae, Trogloditidae y Turdidae) por una sola. Se asignó un código para cada especie para que se identifiquen más fácilmente en las gráficas de los análisis canónicos de correspondencia. Se pueden apreciar algunas especies capturadas con red de niebla en Anexo 3.

Tabla 3. Lista de especies migratorias encontradas en los 14 parques de la Ciudad de México.

Especie	código	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Cim	Hun	Lir	Nau	Ped	Rem	Tez	Tla	Viv
<b>Emberizidae</b>															
<i>Melospiza lincolni</i>	ml					x	x								
<i>Spizella passerina</i>	sp			X		x					x				x
<b>Parulidae</b>															
<i>Cardellina pusilla</i>	wp	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carduelina rubrifrons</i>	cr						x								
<i>Geothlypis tolmiei</i>	ot				x		x	x	x		x			x	x

<i>Mniotilta varia</i>	mv				x		x	x	x	x			x	x	x
<i>Oreothlypis celata</i>	vc	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oreothlypis chrysoptera</i>	vec						x							x	
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	vr	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Setofaga coronata</i>	dc	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Setofaga magnolia</i>	dm						x	x							
<i>Setofaga nigrescens</i>	dn	x					x	x	x				x		x
<i>Setofaga occidentalis</i>	do				x		x		x		x			x	x
<i>Setofaga townsendi</i>	dt				x	x	x	x	x		x		x	x	x
<i>Setofaga virens</i>	dv						x								x
<b>Picidae</b>															
<i>Sphyrapicus varius</i>	sv		x		x						x			x	
<b>Regulidae</b>															
<i>Regulus calendula</i>	rc	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Sylviidae</b>															
<i>Polioptila caerulea</i>	poc	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Thraupidae</b>															
<i>Piranga ludoviciana</i>	pil	x			x	x		x		x	x		x	x	x
<i>Piranga olivacea</i>	pio				x	x					x	x			
<i>Piranga rubra</i>	pir			x	x	x	x	x	x			x		x	x
<b>Troglodytidae</b>															
<i>Troglodytes aedon</i>	ta			x	x	x	x		x		x				
<b>Turdidae</b>															
<i>Catharus guttatus</i>	cg						x			x	x				
<b>Tyrannidae</b>															
<i>Contopus cooperi</i>	coc	x					x								
<i>Contopus sordidulus</i>	cs							x					x		
<i>Empidonax flavifrons</i>	ef	x		x		x	x				x				x

<i>Empidonax minimus</i>	em	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Sayornis saya</i>	ss		x											x		
<i>Tyranus tyrannus</i>	tt						x	x								
<b>Vireonidae</b>																
<i>Vireo cassini</i>	vic						x									
<i>Vireo flavifrons</i>	vf			x										x		
<i>Vireo gilvus</i>	vg						x		x	x				x		x
<i>Vireo solitarius</i>	vs						x	x	x	x	x				x	x

Ara=Aragón, Cdd=Ciudad Deportiva, Cer=Cerro de la Estrella, Ch1=Chapultepec 1, Ch3=Chapultepec 3, Cim=Parque Ciudad de México, Hun= Hundido, Lir=Lira, Nau=Naucalli, Ped=Pedregal, Rem=Remedios, Tez=Tezozomoc, Tla=Bosque de Tlalpan, Viv=Viveros.

### **Diversidad**

Los valores de riqueza observada, riqueza rarefaccionada (calculada por el número mínimo de muestro, i.e. 5), abundancia relativa y dominancia para tres años se expresan en la Tabla 4.

En 2009 la mayor riqueza específica se observó en la primera sección del Chapultepec (10 especies) y la menor en la Ciudad Deportiva (tres especies). Según el estimador Chao1, el porcentaje de especies no encontrado varía de 0 % para los Viveros de Coyoacán al 46% para el parque de los Remedios. Las abundancias relativas más altas se encontraron en Los Remedios y las más bajas en la Ciudad Deportiva. La dominancia (D) mayor fue en la tercera sección del Chapultepec y la equidad mayor en la Lira.

En los datos de 2010, el índice de Chao1 sugiere que el número de especies estimada se aproximó a la riqueza observada en la mayoría de los parques. Los parques con mayor riqueza observada y esperada, fueron las primera y tercera sección de Chapultepec, el parque Hundido, y los Viveros además de las dos áreas verdes, representadas por el parque Ciudad de México y el Bosque de Tlalpan y que se añadieron al estudio ese año. Al igual que la riqueza, las abundancias totales fluctuaron de un sitio a otro y se encontró el mismo patrón que al año anterior: los Remedios, Naucalli y el Pedregal tuvieron las abundancias más altas. Las abundancias más bajas se encontraron en el parque Lira.

En el último conteo de 2011 el número menor de especies se encontró en el parque Hundido (5). Las abundancias relativas (número de individuos por parcela) y la dominancia asociada fueron mínimas en el parque Ciudad de México. Como en los dos muestreos anteriores, cabe resaltar que el parque Lira tiene una equidad muy alta. Los sitios con mayor abundancia de aves fueron los Remedios (20) y el Pedregal (17.5), el cual tiene también la dominancia más alta.

Tabla 4. Riqueza observada y rarefaccionada (Chao1), abundancia relativa y dominancia de las aves migratorias en presentes 12 parques de la Ciudad de México y 2 áreas naturales circundantes.

Parque	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Cim	Hun	Lir	Nau	Ped	Rem	Tez	Tla	Viv
Número de especies 2009	8	3	7	10	8	-	8	6	6	7	7	8	-	9
Número de especies 2010	6	8	7	11	14	10	9	4	5	6	7	8	14	10
Número de especies 2011	8	7	6	10	15	7	5	6	6	10	12	6	9	7

Riqueza rarefaccionada 2009	5.53	2.67	4.83	6.31	4.79	-	6.38	6	5.33	6.33	5.81	6.33	-	5.86
Riqueza rarefaccionada 2010	4.27	6.23	5.45	6.42	7.98	7.18	7	4	4.83	5.67	6.57	6.59	10.2	7.05
Riqueza rarefaccionada 2011	6.15	5.25	3.92	6.08	8.81	4.61	4.88	6	5.83	9	10.1	5.49	6.28	4.78
Índice de Chao1 2009	10	3	8.5	10.2	9.5	-	11	6	7.5	9	13	8.3	-	9
Índice de Chao1 2010	6.3	8	7	14	16	11	10.9	4.5	5	6.5	7	8	14	13
Índice de Chao1 2011	9.5	7.5	9	11.5	16.5	7.5	5	6	6	17.5	12.6	6	14	7
% de especies encontradas 2009	80	100	82	98	84	-	73	100	80	78	54	96	-	100
% de especies encontradas 2010	95	100	100	79	88	91	83	89	100	92	100	100	100	77
% de especies encontradas 2011	84	093	67	87	91	93	100	100	100	57	95	100	64	100
Abundancia relativa 2009	12.2	0.85	7.7	3	4.11	-	4.87	2.8	12.66	9.83	15.28	3.9	-	5.5
Abundancia relativa 2010	11.3	8.86	10.7	2.94	9.39	3.7	3.13	2	14.33	13.33	16.71	8.6	5.8	3.95
Abundancia relativa 2011	10.9	3.5	13.5	2.83	12.7	1.6	4.5	3.6	13.83	17.5	20	7.9	7.5	3.4
índice de Simpson 2009	0.8	0.4	0.71	0.17	0.84	-	0.36	0.14	0.8	0.54	0.66	0.47	-	0.28
índice de Simpson 2010	0.82	0.65	0.68	0.14	0.51	0.13	0.16	0.36	0.76	0.73	0.63	0.55	0.14	0.16
índice de Simpson 2011	0.59	0.44	0.72	0.31	0.58	0.14	0.54	0.17	0.59	0.64	0.5	0.41	0.41	0.32

Ara=Aragón, Cdd=Ciudad Deportiva, Cer=Cerro de la Estrella, Ch1=Chapultepec 1, Ch3=Chapultepec 3, Cim=Parque Ciudad de México, Hun= Hundido, Lir=Lira, Nau=Naucalli, Ped=Pedregal, Rem=Remedios, Tez=Tezozomoc, Tla=Bosque de Tlalpan, Viv=Viveros.

### **Relación entre la riqueza, abundancia y dominancia con las variables ambientales obtenidas**

#### **Conteo 2009**

La relación entre riqueza rarefaccionada (número de especies migratorias calculado para el mismo número de parcelas) y la diversidad de estratos de la

vegetación fue positiva y sin embargo no significativa ( $R^2= 0.3284$ ,  $F_{10}=4.889$ ,  $P=0.0515$ ) (Figura 2).

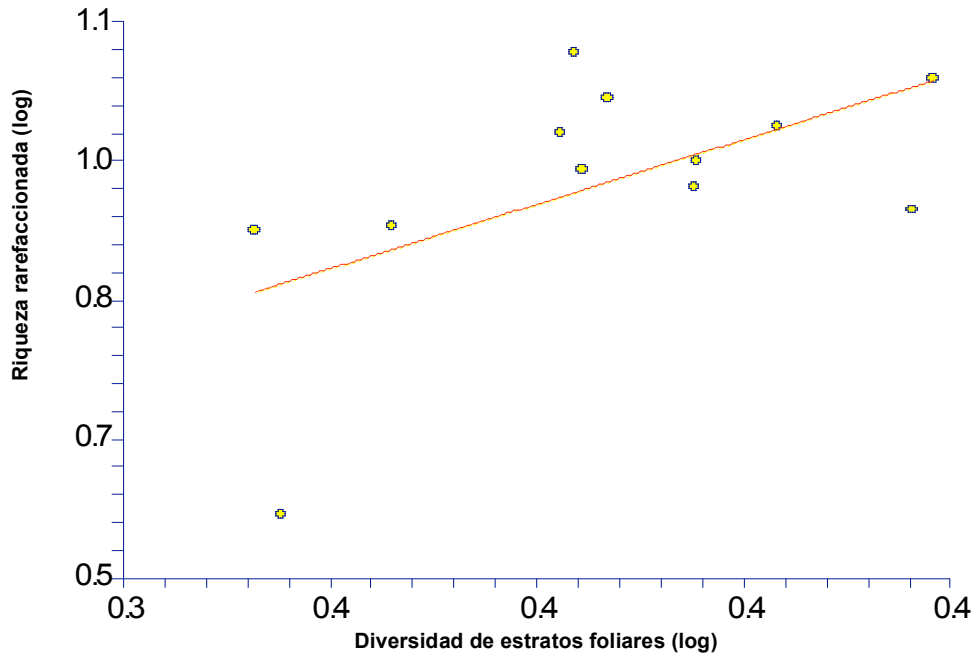


Figura 2. Relación entre riqueza rarefaccionada y diversidad de estratos foliares en 12 parques de la Ciudad de México.

Se encontró una relación negativa significativa entre la dominancia de las aves migratorias y el grado de urbanización. ( $R^2= 0.312$ ,  $F_{10}=4.53$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 3). En áreas verdes relativamente preservadas las aves mostraron una dominancia alta.

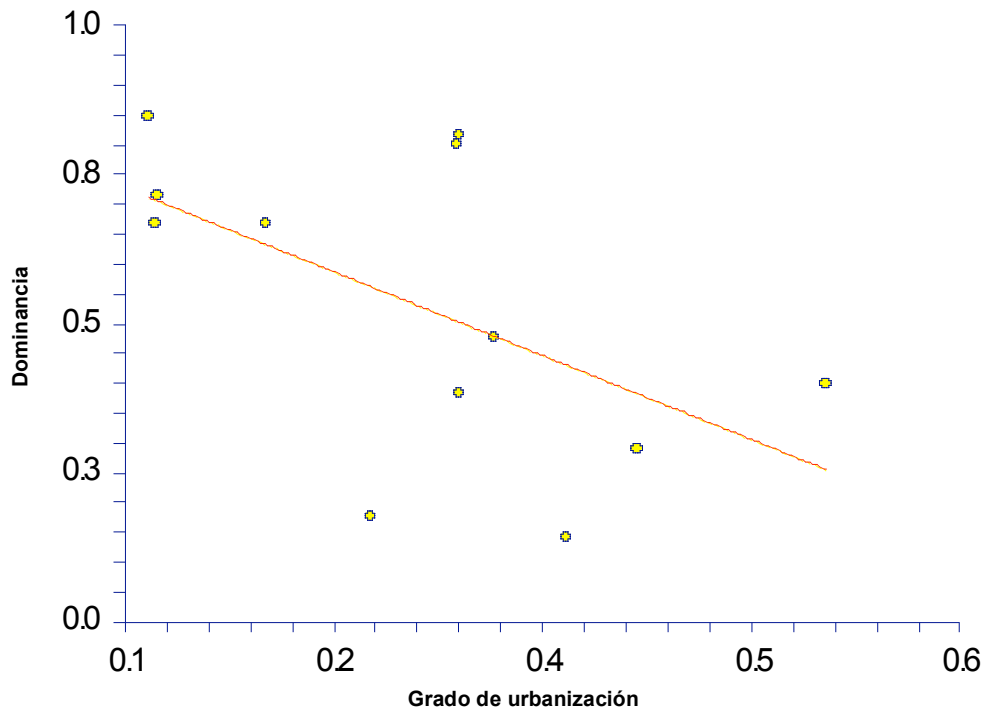


Figura 3. Relación entre dominancia y grado de urbanización en 12 parques de la Ciudad de México.

La dominancia aumentó de manera significativa con la diversidad de los estratos de la vegetación ( $R^2= 0.605$ ,  $F_{10}=15.33$ ,  $P=0.003$ ) (Figura 4). En otras palabras, la equidad disminuyó marcadamente al aumentar diversidad de estructura vertical de la vegetación.

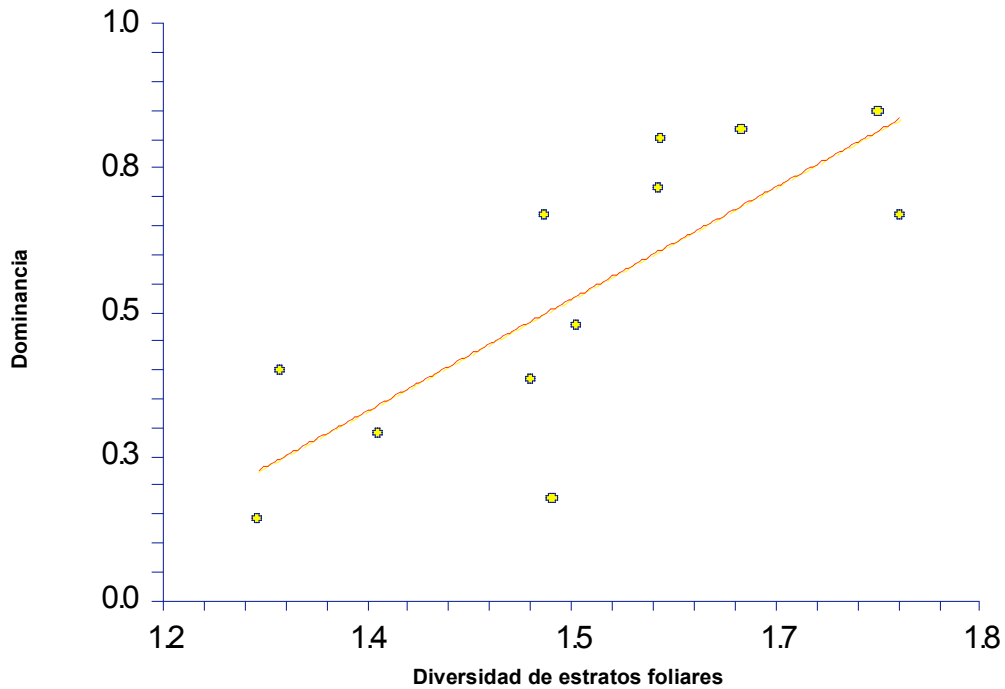


Figura 4. Relación entre dominancia y diversidad de estratos foliares en 12 parques de la Ciudad de México.

### Conteo 2010

La riqueza rarefaccionada total (contando las especies residentes) aumentó de manera significativa con la extensión de los parques, incluyendo las dos áreas naturales ( $R^2= 0.3053$ ,  $F_{10}=5.2728$ ,  $P=0.0405$ ) (Figura 5).



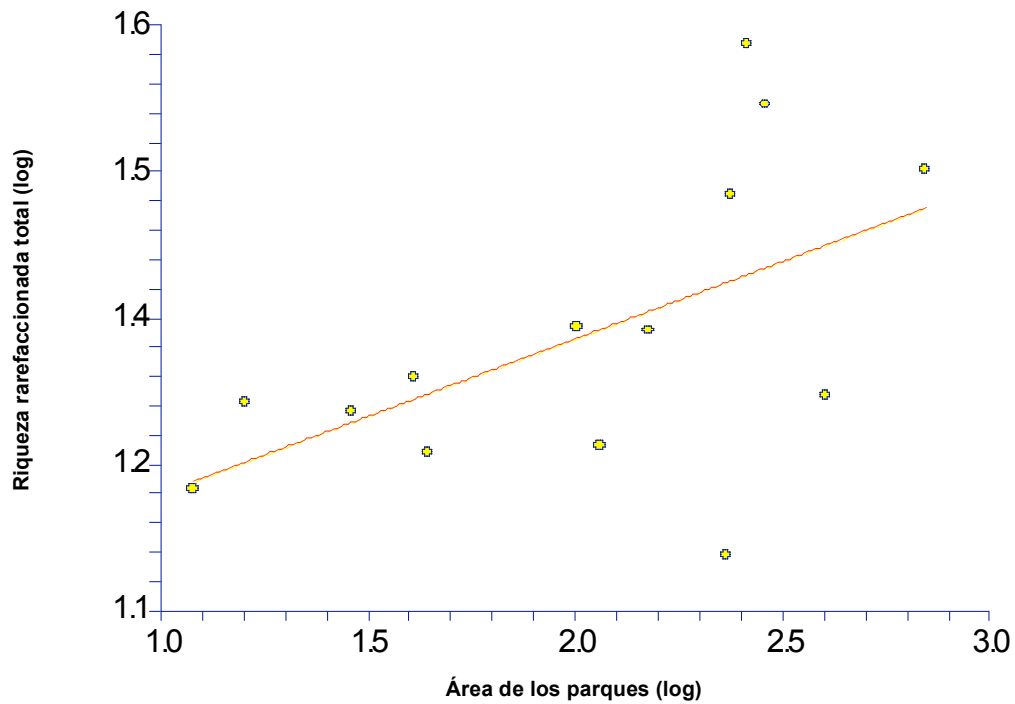


Figura 5. Relación entre riqueza rarefaccionada total y el área en 14 parques de la Ciudad de México.

El número de visitantes tuvo un impacto negativo sobre la riqueza rarefaccionada total ( $R^2= 0.2823$ ,  $F_{10}=4.7191$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 6). El punto extremo de la izquierda representa la primera sección de Chapultepec, sin embargo, quitándola del análisis, la relación se vuelve no significativa.

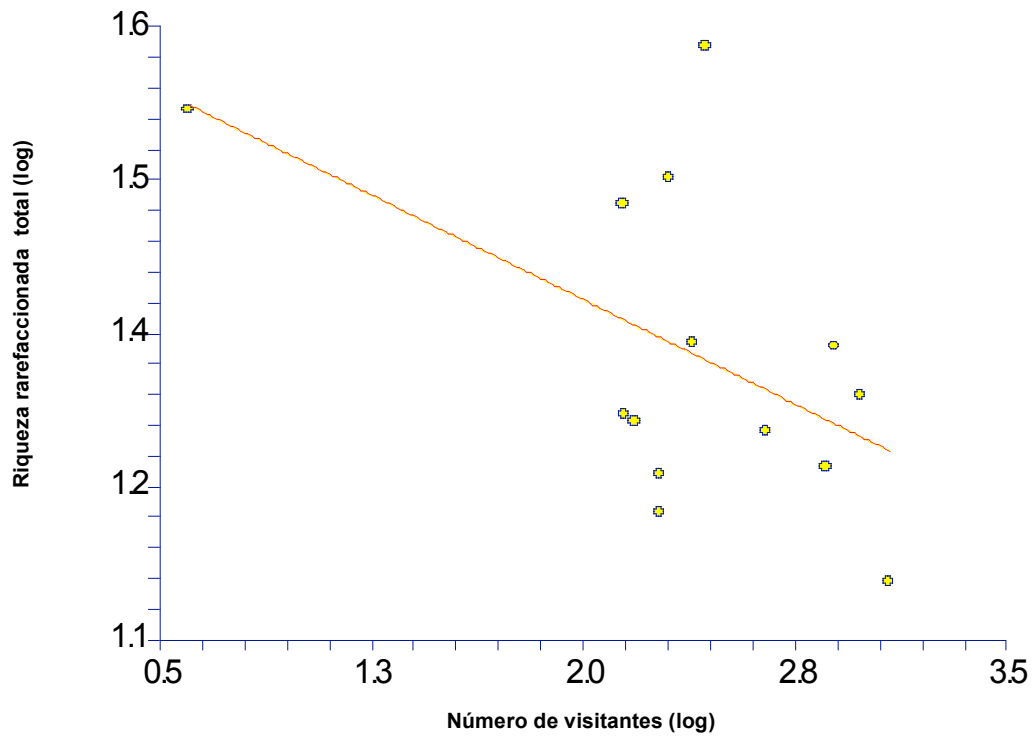


Figura 6. Relación entre riqueza rarefaccionada total y el número de visitantes en 12 parques de la Ciudad de México.

La relación entre la riqueza rarefaccionada de aves migratorias y la cobertura total fue significativamente positiva ( $R^2= 0.3485$ ,  $F_{10}=5.3481$ ,  $P=0.0433$ ) (Figura 7).

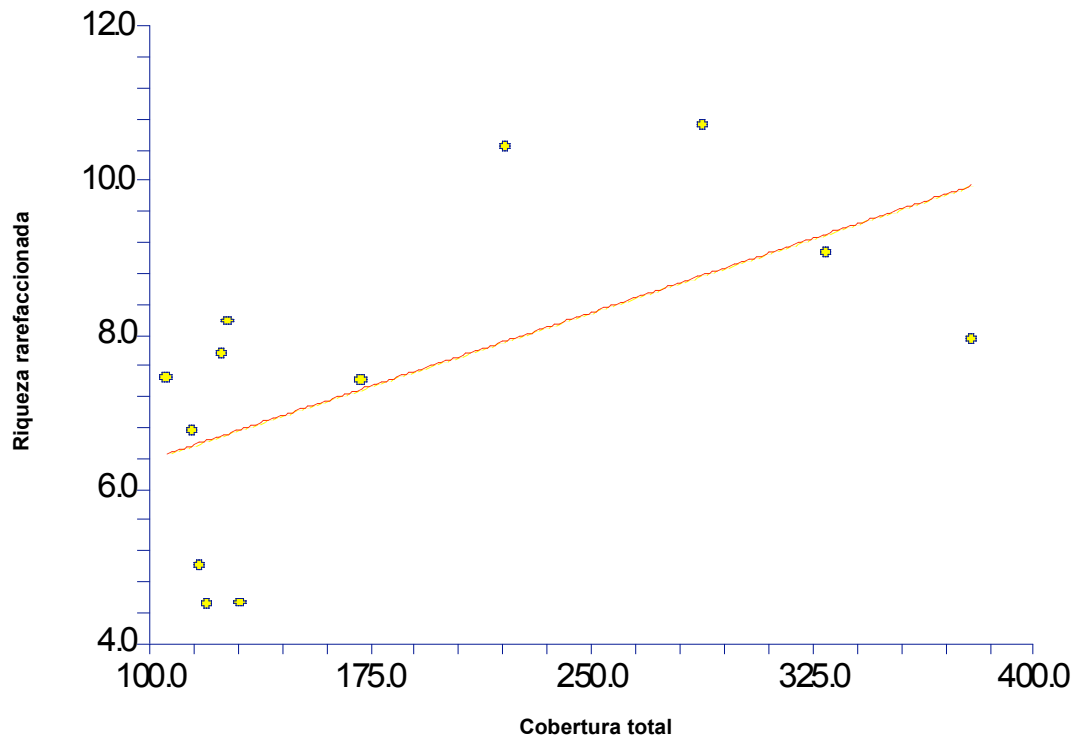


Figura 7. Relación entre la riqueza rarefaccionada de aves migratorias y la cobertura total en 12 parques de la Ciudad de México.

Se encontró una relación negativa significativa entre la dominancia de las aves migratorias y la cobertura de los cipreses (*Cupressus spp.*) ( $R^2=0.5058$ ,  $F_{10}=10.2342$ ,  $P=0.0095$ ) (Figura 8).

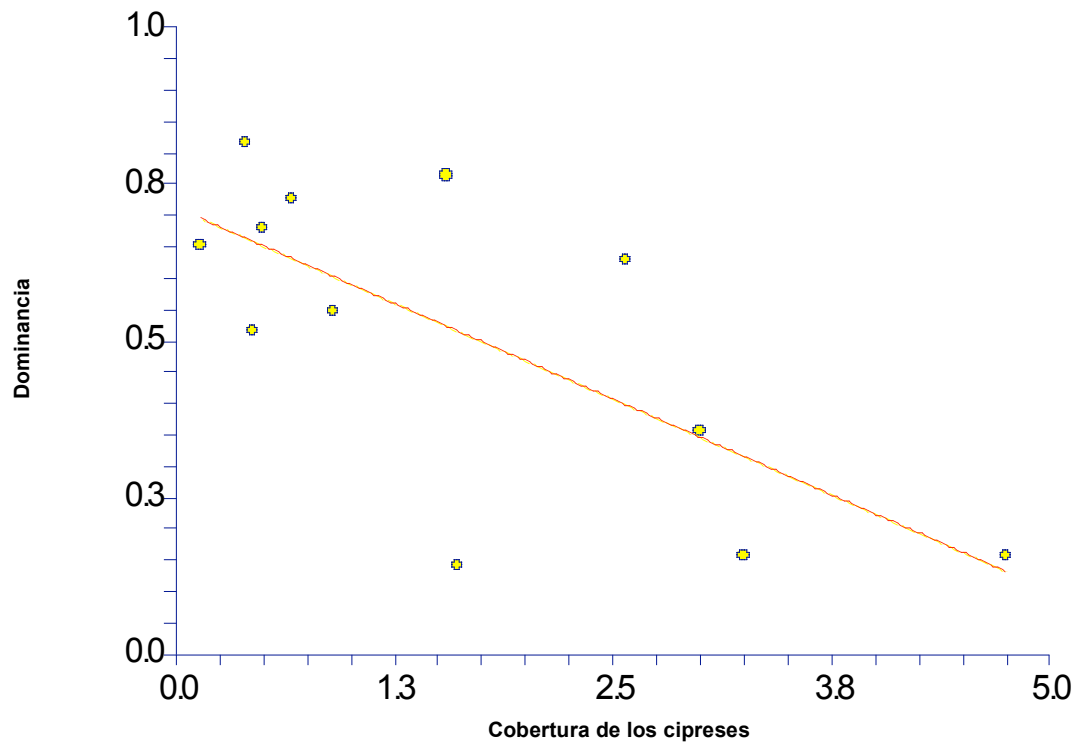


Figura 8. Relación entre la dominancia de las aves migratorias y la cobertura de los cipreses en 12 parques de la Ciudad de México.

La abundancia relativa de aves migratorias aumentó de manera significativa con el tamaño de los parques ( $R^2=0.3413$ ,  $F_{10}=5.1807$ ,  $P=0.0461$ ) (Figura 9) y la diversidad de estratos foliares ( $R^2=0.4185$ ,  $F_{10}=7.1966$ ,  $P=0.023$ ) (Figura 10).

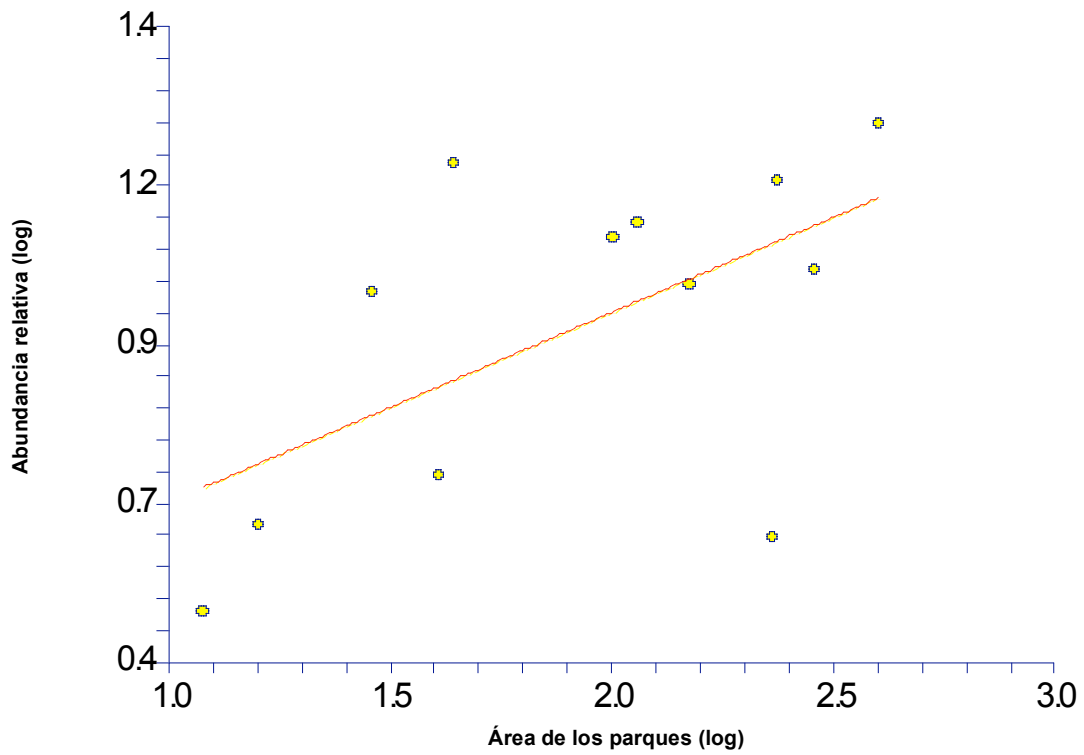


Figura 9. Relación entre la abundancia relativa de las aves migratorias y el área de los parques en 12 parques de la Ciudad de México.

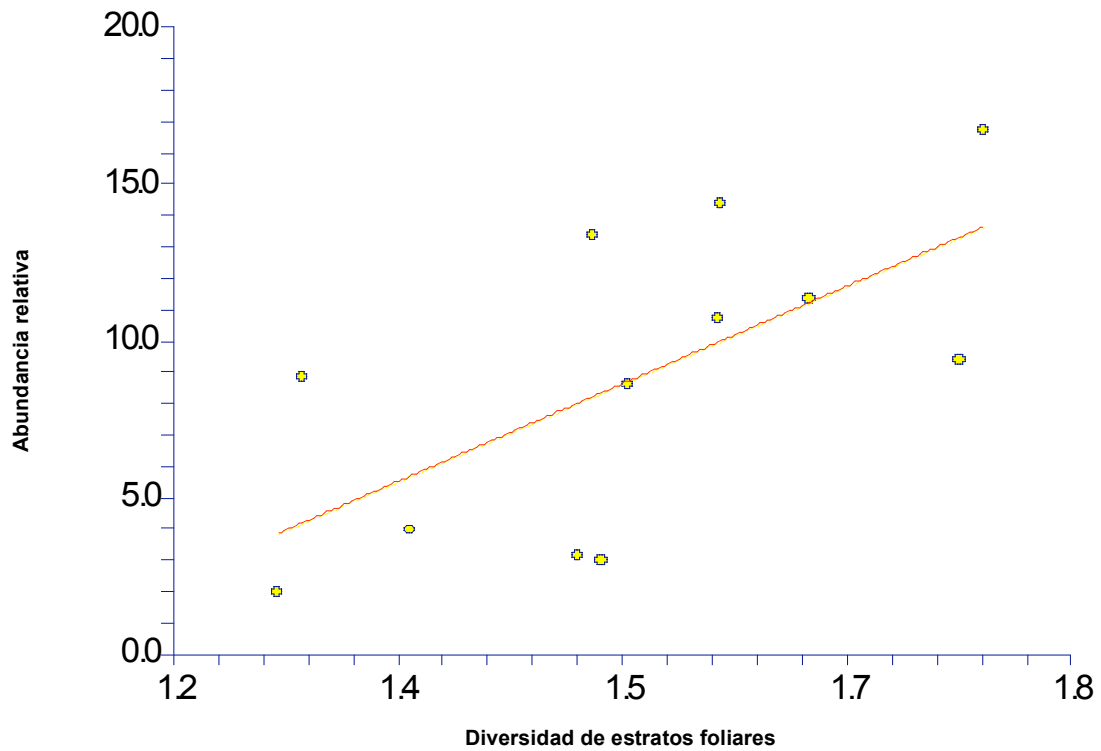


Figura 10. Relación entre la abundancia relativa de las aves migratorias y la diversidad de estratos foliares en 12 parques de la Ciudad de México.

La abundancia relativa de las aves migratorias disminuyó con la cobertura de los cipreses ( $R^2=0.3318$ ,  $F_{10}=4.9656$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 11), pero aumentó con la cobertura de las especies micrófilas ( $R^2=0.3306$ ,  $F_{10}=4.9381$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 12).

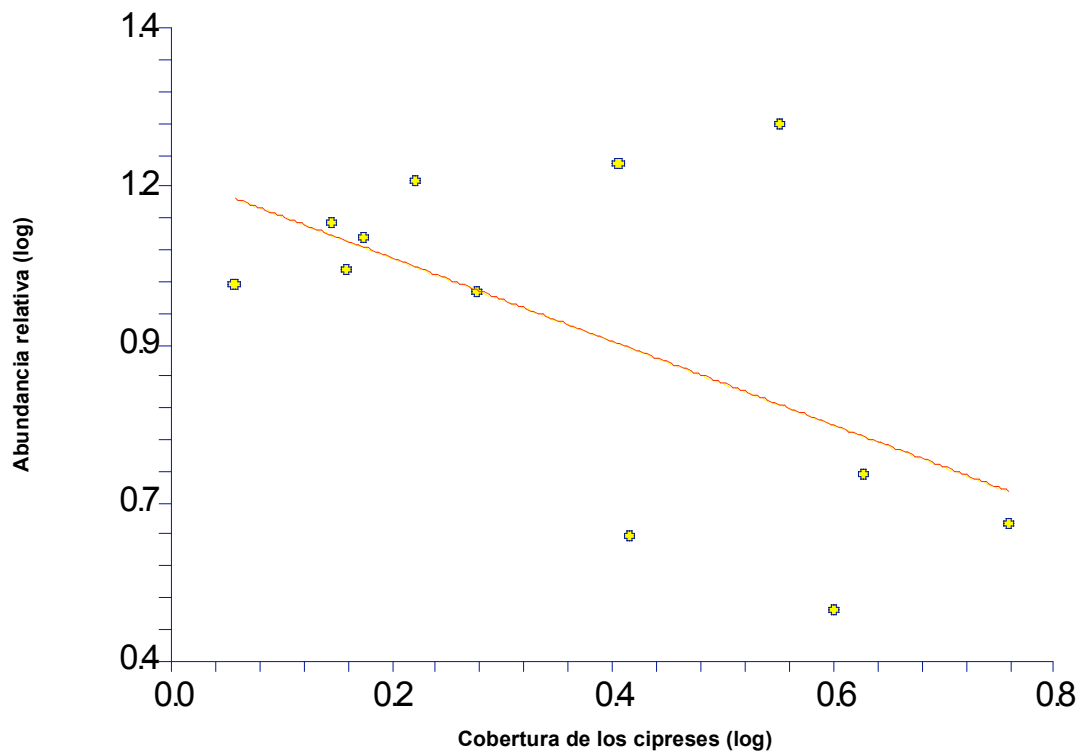


Figura 11. Relación entre la abundancia relativa de las aves migratorias insectívoras y la cobertura de los cipreses en 12 parques de la Ciudad de México.

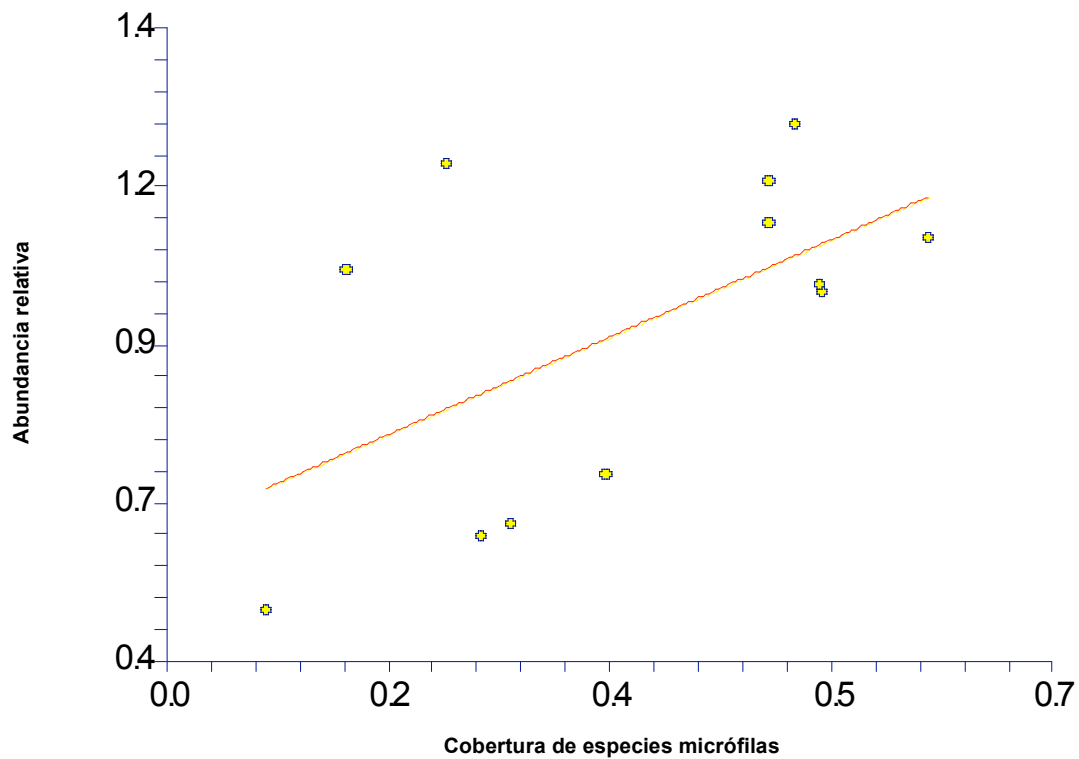


Figura 12. Relación entre la abundancia relativa de las aves migratorias insectívoras y la cobertura de las especies micrófilas en 12 parques de la Ciudad de México.

### **Conteo 2011**

Al igual que el año anterior, se encontró una relación positiva entre la riqueza rarefacionada total y el área de los 14 parques ( $R^2= 0.3555$ ,  $F_{10}=6.6194$ ,  $P=0.0244$ ) (Figura 13).



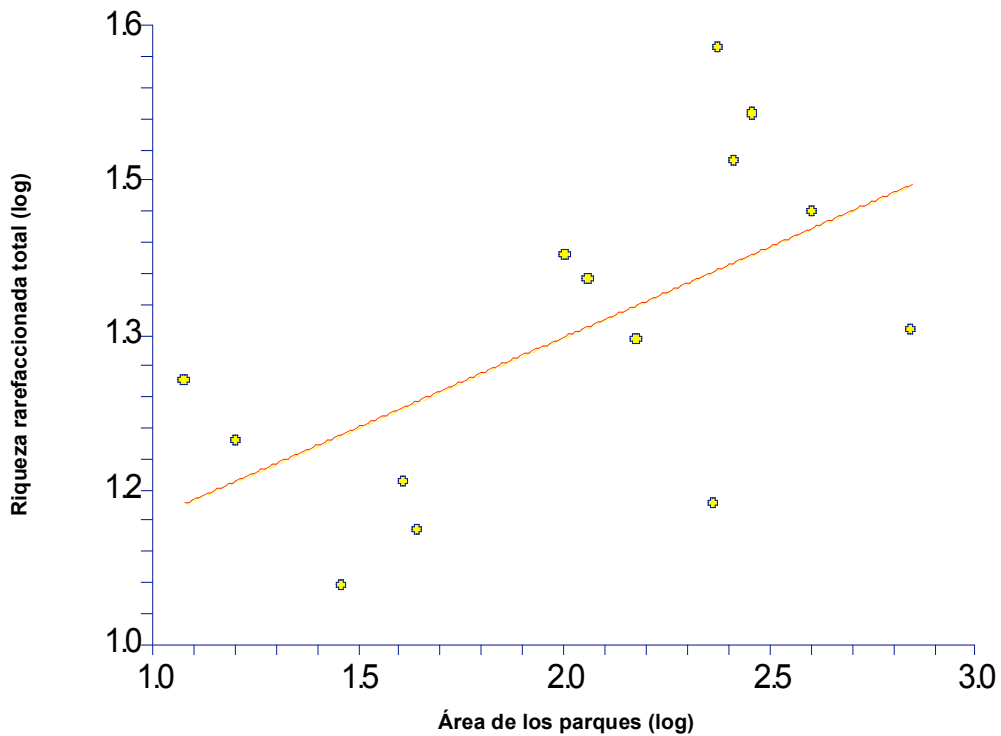


Figura 13. Relación entre la riqueza rarefaccionada total y el área en 14 parques de la Ciudad de México.

Se encontró también una correlación positiva entre la diversidad de estratos foliares y la abundancia y dominancia de las aves migratorias ( $R^2=0.6021$ ,  $F_{10}=15.132$ ,  $P=0.003$  y  $R^2=0.4068$ ,  $F_{10}=6.8585$ ,  $P=0.025$ ) (Figuras 14 y 15).

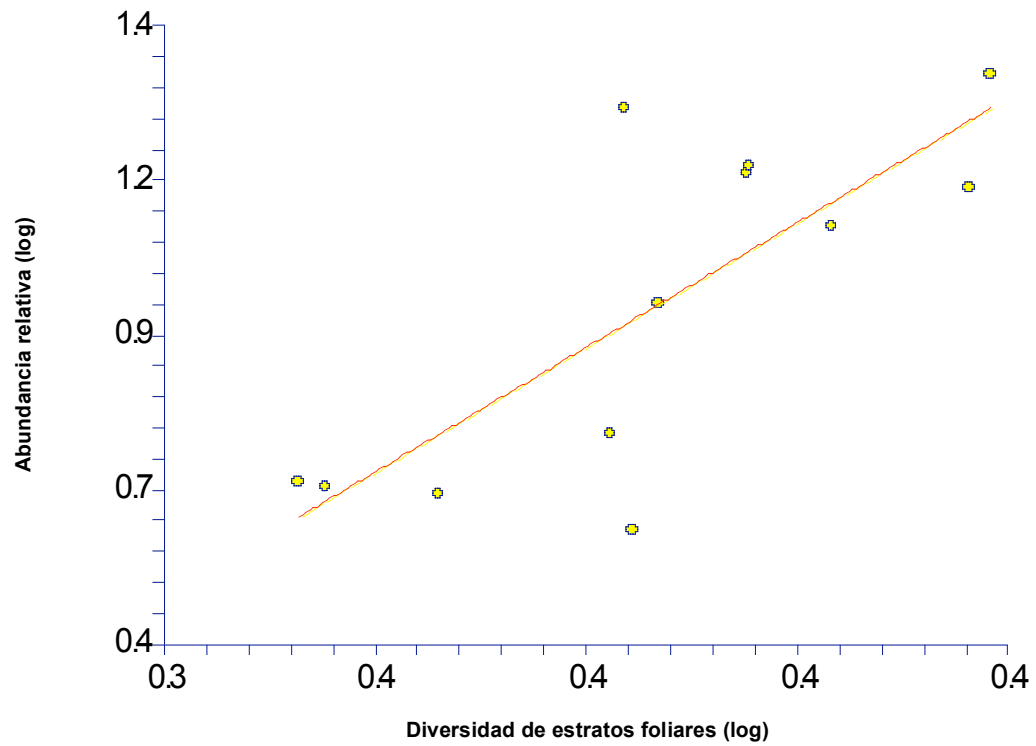


Figura 14. Relación entre la abundancia de aves migratorias y la diversidad de estratos foliares en 12 parques de la Ciudad de México.

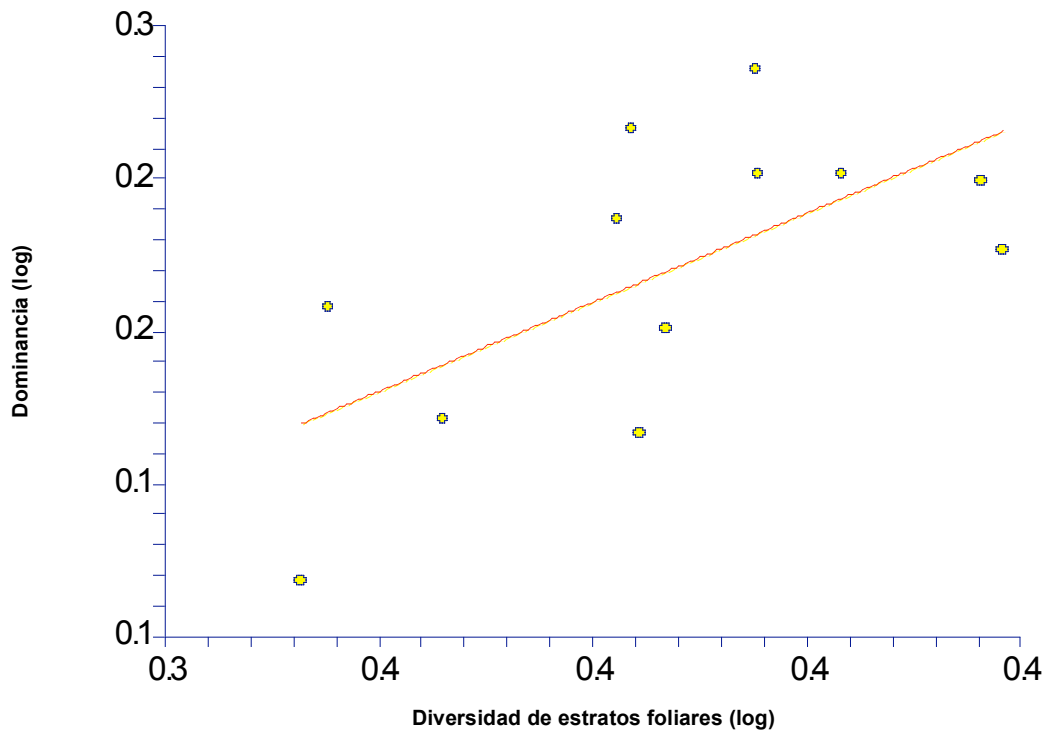


Figura 15. Relación entre la dominancia de aves migratorias y la diversidad de estratos foliares en 12 parques de la Ciudad de México.

### **Distribución de las aves migratorias**

#### **Conteo 2009**

En estos análisis se incluyeron las especies residentes con el fin de determinar su posible influencia sobre las especies migratorias.

El primer eje del análisis canónico de correspondencia estuvo correlacionado con el área de los sitios (area) ( $r_{10}=0.913$ ,  $P<0.001$ ) y explicó

18.83% de la varianza total de la distribución. El segundo eje se relacionó con la cobertura de los cipreses (ccu) ( $r_{10} = -0.848$ ,  $P < 0.005$ ) y la distancia a las áreas naturales más cercanas (dist) ( $r_{10} = 0.731$ ,  $P < 0.05$ ), explicando 8.43% adicional de la varianza total (Figura 16).

Especies como *Spinus Psaltria* (cap), *Zenaida macroura* (zm), *Icterus abeillei* (ia), *Hylocharis leucotis* (hl), *Pheucticus melanocephalus* (pm), *Piranga rubra* (pir), *Empidonax minimus* (em), *Oreothlypis celata* (vc), *Turdus migratorius* (tm) y *Setophaga coronata* (dc) estuvieron asociadas con los parques grandes (Pedregal, Remedios y Tercera Sección de Chapultepec). Las únicas especies migratorias relacionadas positivamente con la superficie de los parques fueron *Empidonax minimus*, *Oreothlypis celata* y *Setophaga coronata*. Esta última presentó abundancias muy altas en estos sitios.

Especies típicamente urbanas como *Columbina inca* (ci), *Quiscalus mexicanus* (qm) *Pipilo fuscus* (pf), omnívoras como: *Passer domesticus* (pd) e insectívoras residentes: *Pyrocephalus rubinus* (pr), *Contopus pertinax* (cp) y *Thryomanes bewickii* (tb) fueron más abundantes en parques alejados de las áreas boscosas naturales. Ninguna especie migratoria se distribuyó en parques inmersos en la zona urbana (i.e. Ciudad Deportiva y el Bosque de Aragón).

La cobertura de los cipreses explicó la distribución de varias insectívoras migratorias: *Setophaga nigrescens* (dn), *Setophaga townsendi* (dt), *Mniotilta varia* (mv), *Cardellina pusilla* (wp) y *Poliioptila caerulea* (poc). Sin embargo, una especie urbanófila, *Columbia livia* (cl) y una residente, *Melospiza melodía* (mm) estuvieron también asociadas con esta variable.

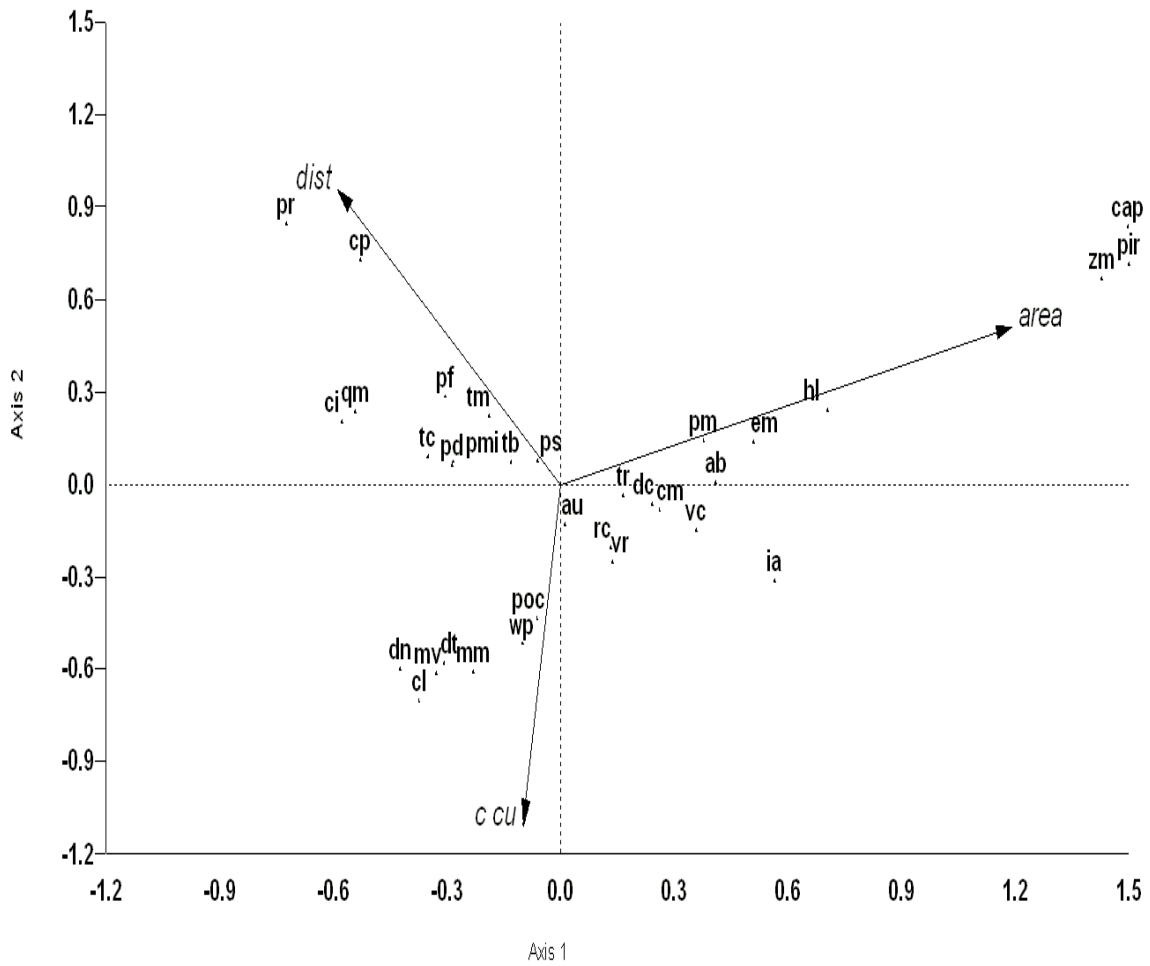


Figura 16. Distribución de las aves según el grado de urbanización, la distancia a la zona natural y la cobertura de los cipreses en 12 parques de la Ciudad de México (eigenvalor eje 1= 0.171, eigenvalor eje 2= 0.077). (ver Tabla 3 para códigos de aves).

## Conteo 2010

Las mismas variables del 2009 explicaron la distribución de las aves en los parques urbanos en el 2010. Se encontró una correlación significativa entre el primer eje de la ordenación canónica y el tamaño de parque ( $r_{10}=0.707$ ,  $P<0.05$ ) y con la cobertura de los cipreses ( $r_{10}=-0.847$ ,  $P<0.005$ ), representando 15.50% de la variación de la distribución (Figura 17).

El segundo eje explicó un 10.77% adicional de la variación y estuvo asociado de manera significativa con la distancia a las áreas naturales ( $r_{10}=0.824$ ,  $P<0.01$ ).

En 2010 *Tyrannus vociferans* (tv), *Spizella passerina* (sp), *Oreothlypis celata*, *Diglossa baritula* (db), *Oriturus superciliosus* (os), *Contopus pertinax*, *Troglodytes aedon* (ta), *Toxostoma curvirostre* (tc) y *Setophaga coronata* se encontraron en áreas extensas. Dos especies comunes en zonas urbanas estuvieron asociados a parques aislados: *Quiscalus mexicanus*, *Carduelis psaltria*, al igual que dos especies migratorias, *Empidonax minimus* y *E. flaviventris*. De la misma manera que en el año anterior, *Cardellina pusilla*, *Setophaga townsendi* y *Mniotilta varia*, dos especies migratorias, estuvieron asociadas con la cobertura de cipreses, junto con *Geothlypis tolmiei* (ot) (migratoria) y *Thryomanes bewickii* (residente insectívora).

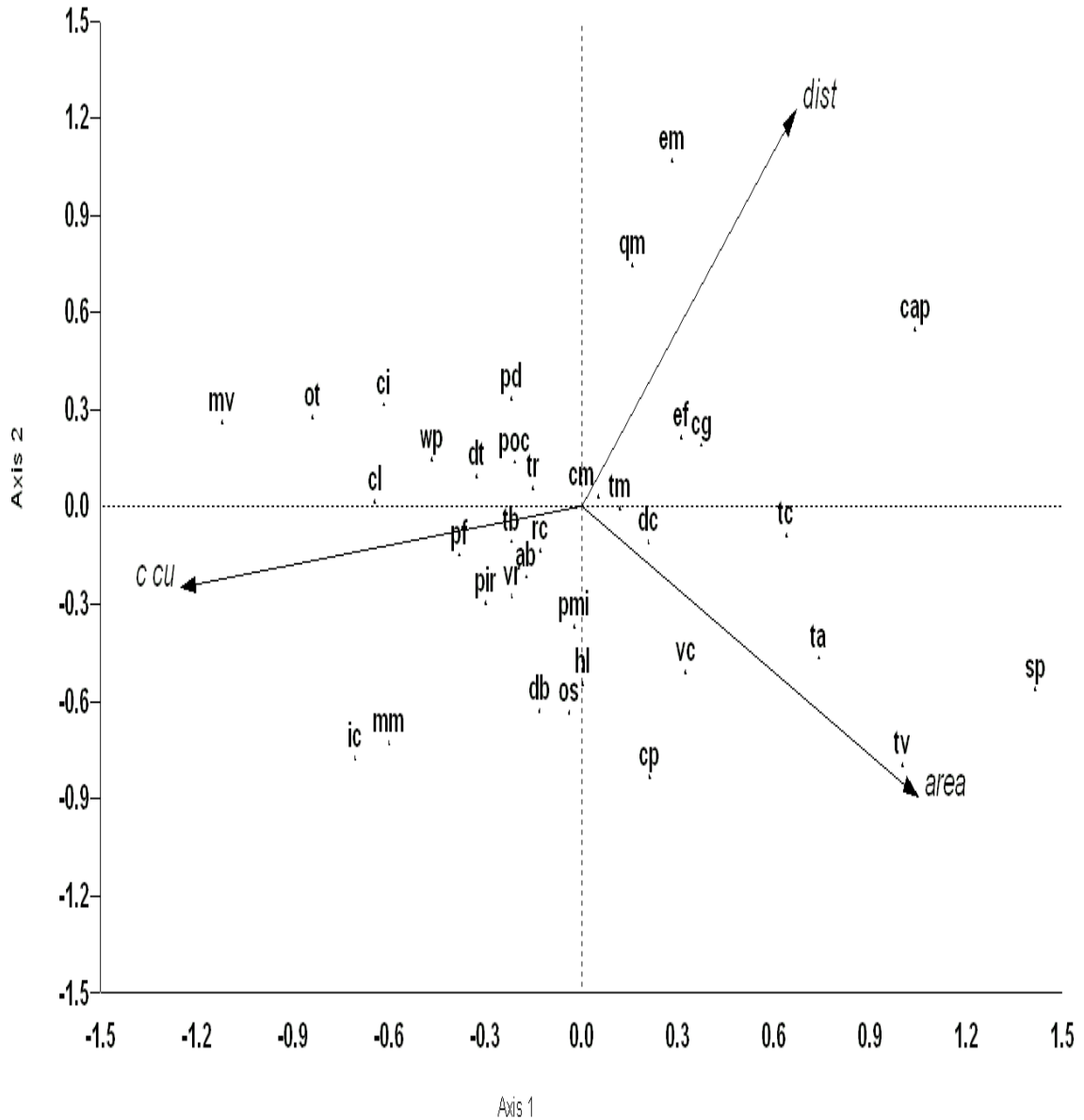


Figura 17. Distribución de las aves según la distancia a la zona natural, el área de los parques y la cobertura de los cipreses en 12 parques de la Ciudad de México (eigen value eje 1= 0.150; eigen value eje 2= 0.104). (ver Tabla 3 para códigos de aves).

## Conteo 2011

La distribución de las aves estuvo vinculada con la distancia a las áreas naturales ( $r_{10}=-0.655$ ,  $P<0.05$ ) en el primer eje (19.02% de la variación), y con el tamaño de las áreas verdes urbanas ( $r_{10}=-0.776$ ,  $P<0.02$ ) y la cobertura de árboles de hojas grandes ( $r_{10}=-0.651$ ,  $P<0.05$ ) y en el segundo eje (14.34% de la variación) en 2011 (Figura 18).

Especies como *Oriturus superciliosus*, *Spizella passerina*, *Tyrannus vociferans* y *Troglodytes aedon*, como en los años anteriores, estuvieron presentes en parches grandes. Una especie migratoria, *Setophaga coronata* fue más común estos sitios también. Dos especies urbanófilas, *Columbina inca* y *Columbia livia* fueron más comunes parques pequeños, igual que *Psaltriparus minimus* (pmi), una insectívora residente.

La cobertura de árboles latifoliados explicó la distribución de un conjunto de especies de aves con distintos requerimientos ecológicos. Entre ellas cuatro migratorias: *Vireo huttoni* (vh), *Setophaga occidentalis* (do), *Oreothlypis celata* (vc) *Oreothlypis ruficapilla* (vr) y *Regulus calendula*; dos rascadores de suelo *Oriturus superciliosa* (os), *Melospiza melodía*, y un frugívoro-insectívoro *Icterus cucullatus* (ic).

En cuanto a las especies de aves que fueron asociadas a parques alejados de ambientes naturales, observamos el mismo patrón que en años anteriores; *Quiscalus mexicanus*, *Spinus psaltria* y *Empidonax minimus* fueron más comunes en los parques alejados. Además, *Mniotilta varia* y un carpintero migratorio



*Sphyrapicus varius* (sv) estuvieron asociados a estas áreas. El gorrión domestico *Passer domesticus* fue también representado en estos parques.

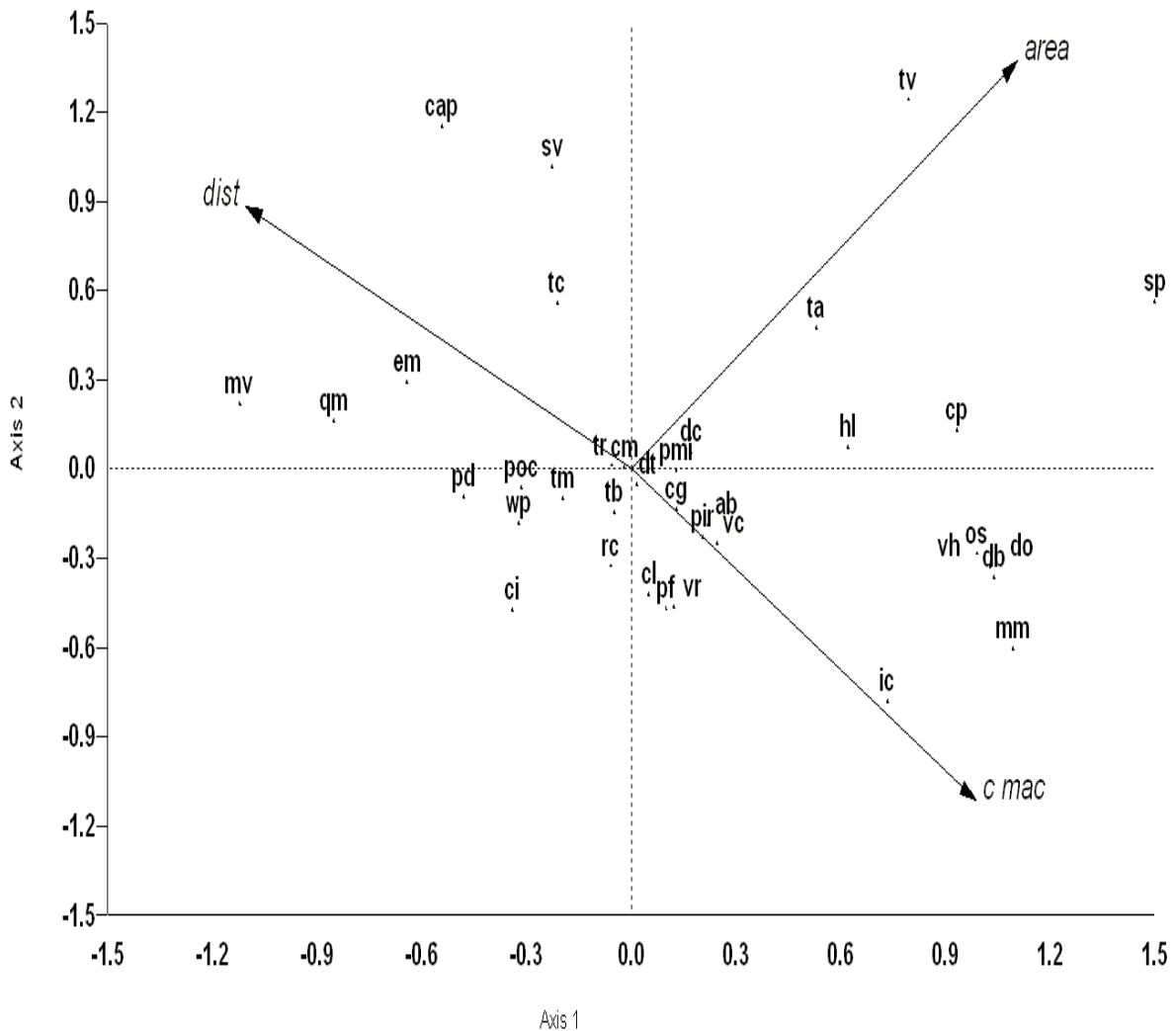


Figura 18. Distribución de las aves según el tamaño de los parques, la distancia a los bosques naturales y la coberura de especies latifoliadas en 12 parques de la Ciudad de México (eigen value eje 1= 0.181; eigen value eje 2= 0.136). (ver Tabla 3 para códigos de aves).

### **Grupos de forrajeo y preferencias alimentarias**

Además de analizar la distribución respecto a las abundancias, se agruparon las aves migratorias en función de sus hábitos alimentarios y se estudiaron sus preferencias de forrajeo de manera global e individual. Ese enfoque sirvió para entender si la distribución de aves en los parques urbanos se explica más por afinidades con el sustrato de alimentación que por las características de los parques, y si estas preferencias se deben a la cantidad de alimento o a la arquitectura de la vegetación.

### **Grupos de forrajeo**

Las estrategias de alimentación se utilizaron para clasificar a las especies en grupos de forrajeo, o gremios, con el fin de analizar la distribución y preferencia por buscar alimento en las distintas especies arbóreas de cada uno de los grupos resultantes (Figura 19). *Setophaga coronata* (dc), *Oreothlypis celata* (vc), *O. ruficapilla* (vr) y *Regulus calendula* (rc) conformaron el Grupo 1. Las observaciones de forrajeo indican que la maniobra que los representa es una técnica mixta de pizca y revoleteo. De la misma manera que identificamos esas maniobras, encontramos que el grupo 2 reunió cinco especies esencialmente pizcadoras: *Setofaga nigrescens* (dn), *S. occidentalis* (do), *S. townsendi* (dt), *Geothlypis tolmiei* (ot) y *Mniotilta varia* (mv). En el grupo 3 formado por *Empidonax minimus* (em) y *Vireo gilvus* (vg), que frecuentemente atrapan insectos al vuelo.

Finalmente el grupo 4 agrupó tres especies que se observaron revoloteando dentro del follaje para forrajear: *Piranga rubra* (pir), *Cardellina pusilla* (wp) y *Polioptila caerulea* (poc).

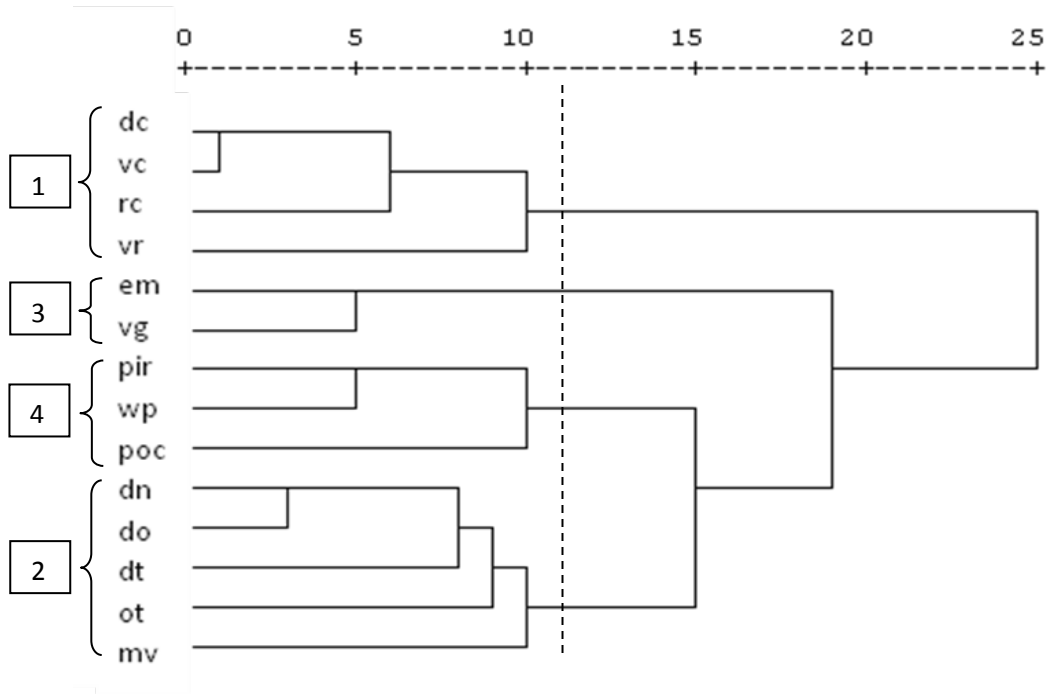


Figura 19. Clasificación de las especies de aves migratorias en función de sus tácticas de forrajeo en 12 especies de árboles (datos transformados en valor log, ver códigos en Tabla 3).

Un discriminante separó los grupos obtenidos de manera significativa ( $\lambda_{\text{Wilks}} = 0.000$ ;  $X^2 = 84.43$ ;  $p < 0.000$ ) (Tabla 5 y Figura 20). Los códigos de las especies se presentan en la Tabla 3. El grupo 1 fue relacionado con el revoloteo, la casuarina (*Casuarina equisetifolia*), el grevillea y el liquidámbar en la función 1, y con el revoloteo y la casuarina en la función 2. El grupo 2 enseñó una relación estrecha con pizarcar en hojas, los cipreses y el ahuehuete (*Taxodium mucronatum*) en las

dos funciones. La táctica de atrapar al vuelo (*flycatching*) caracterizó exclusivamente al grupo 3 en la función 2 y pizcar hojas en la función 1. Por último, el grupo 4 estuvo asociado con el revoloteo y la casuarina en la función 2 y pizcar en el follaje en la función 1.

Tabla 5. Resultados del discriminante para la separación de las aves en grupos en función de sus tácticas de forrajeo.

Eigenvalores					
Función	Eigenvalor	% de varianza	% acumulativo	Correlación Canónica	
1	672.66	86.60	86.60	0.999	
2	81.92	10.55	97.15	0.994	
3	22.13	2.85	100	0.978	
Lambda de Wilks					
Prueba de Funcion(es)	Lambda de Wilks	X <sup>2</sup>	g.l.	p	
1 a traves de 3	7.74E-07	84.43	30	4.47E-07	
2 a traves de 3	5.21E-04	45.35	18	0.0004	
3	4.32E-02	18.85	8	0.0157	
Coeficientes estandarizados de la función discriminante canónica					
	Función				
	1	2	3		
P	-11.05	-1.03	-0.57		
R	8.23	2.70	2.18		
F	-6.72	0.13	0.60		
tr	2.98	-0.29	1.49		
ca	11.60	5.34	1.89		
cu	-7.03	-3.14	-1.27		
gr	13.92	-1.58	0.36		
hh	-7.22	-2.95	-3.11		
ja	-2.93	1.99	-0.59		
li	7.91	-0.42	-0.36		
Matriz de estructura					
	Función				
	1	2	3		

pi(a)	-0.46	-0.05	0.05
al(a)	0.30	-0.13	-0.17
tr	0.04	0.00	0.02
pr(a)	-0.17	0.46	-0.09
te(a)	-0.42	-0.43	0.16
ja	0.04	0.36	-0.27
R	0.02	0.10	-0.08
ca	0.04	0.04	-0.01
F	-0.06	0.00	0.64
cu	0.03	0.00	-0.15
P	0.05	0.09	-0.11
gr	0.06	0.04	0.11
hh	0.02	0.01	-0.10
li	0.01	0.03	-0.05

(a) variable no usada en el análisis,

P= pizcar, R= revoltear, F= atrapar al vuelo, tr= trueno, ca= casuarina, cu= ciprés, gr= grevillea, hh= ahuehuete, ja= jacaranda, li= liquidámbar, pi= pino, al= alamo, pr= pirul, te= tepozán,

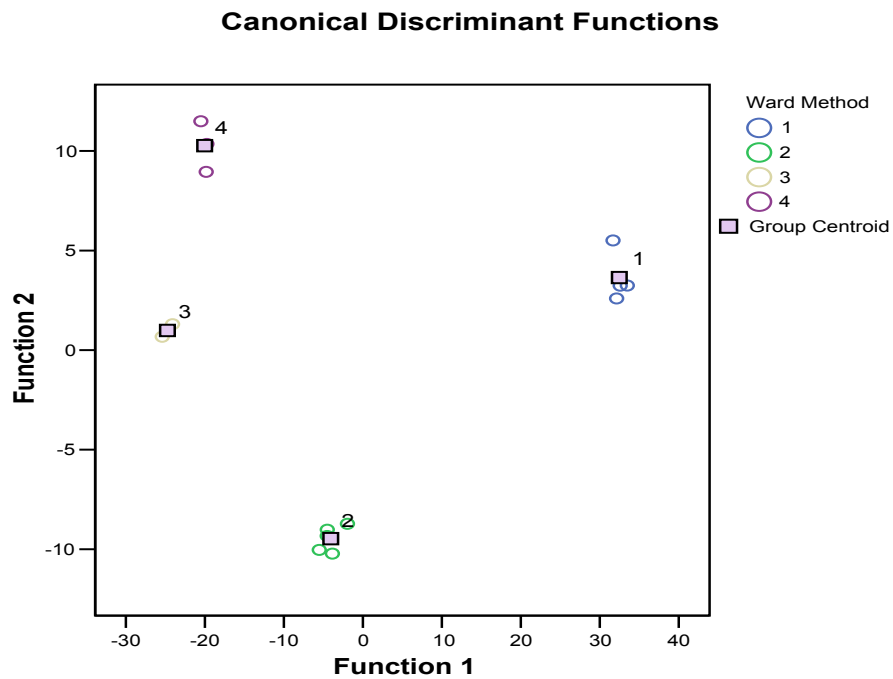


Figura 21. Separación de los grupos de especies de aves obtenidos a partir de la clasificación.

## **Relación entre la abundancia de los gremios y la cobertura de árboles**

### **Conteo 2009**

Se utilizaron regresiones con el fin de analizar la relación entre los cuatro gremios obtenidos y la cobertura de las especies arbóreas en los siete paraques en donde se realizaron las observaciones de forrajeo. Después de analizar la distribución de los datos, las abundancias se transformaron (log o  $1/x$ ) con el fin de que cumplieran con los requisitos de normalidad y homocedasticidad. Las aves que pertenecen al grupo con tácticas de forrajeo mixtas (grupo 1, Figura 19) tuvieron una relación significativa positiva con la cobertura de los eucaliptos ( $R^2=0.7354$ ,  $F_5=18.29$ ,  $P=0.0079$ ) (Figura 22) y los pinos ( $R^2=0.6705$ ,  $F_5=10.17$ ,  $P=0.0243$ ) (Figura 23).

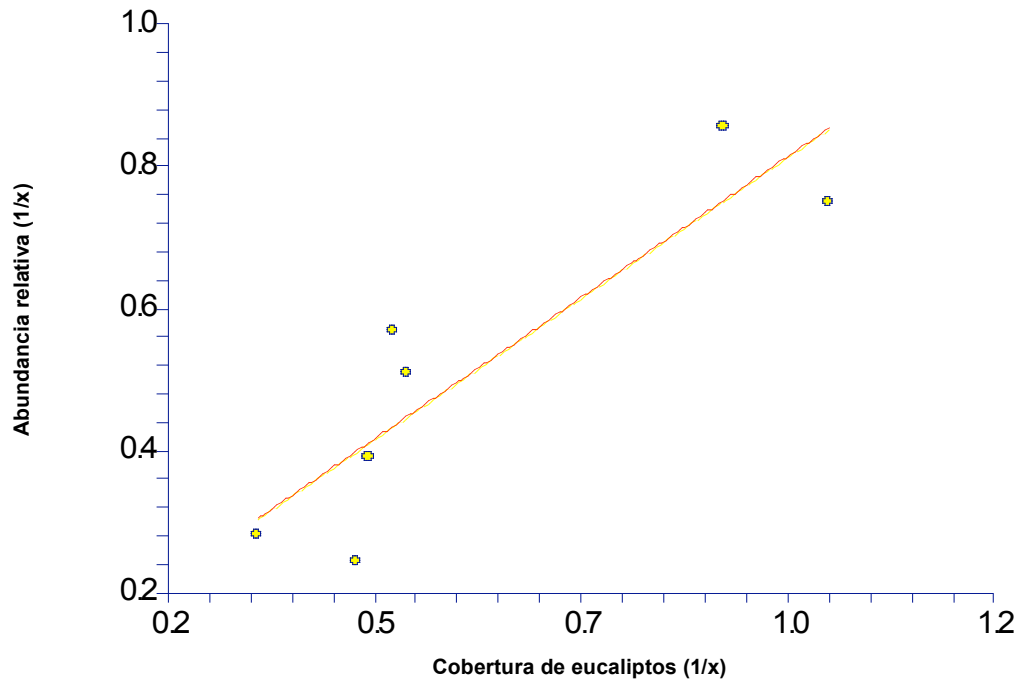


Figura 22. Relación entre la cobertura de eucaliptos y las abundancias de las aves del grupo 1 (técnica de forrajeo mixta).

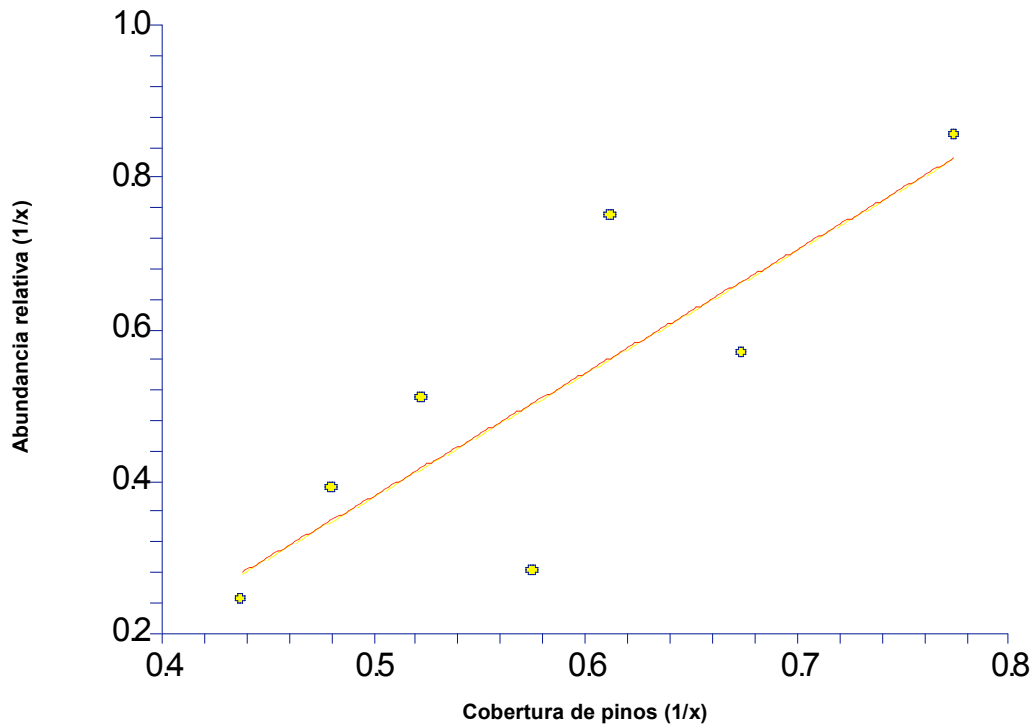


Figura 23. Relación entre la cobertura de pinos y las abundancias de las aves del grupo 1 (técnica de forrajeo mixta).

Contrario al primer grupo, las aves pizcadoras (grupo 2, Figura 19) disminuyeron sus abundancias de manera significativa con respecto a la cobertura de los eucaliptos ( $R^2=0.5984$ ,  $F_5=7.15$ ,  $P=0.041$ ) (Figura 24).



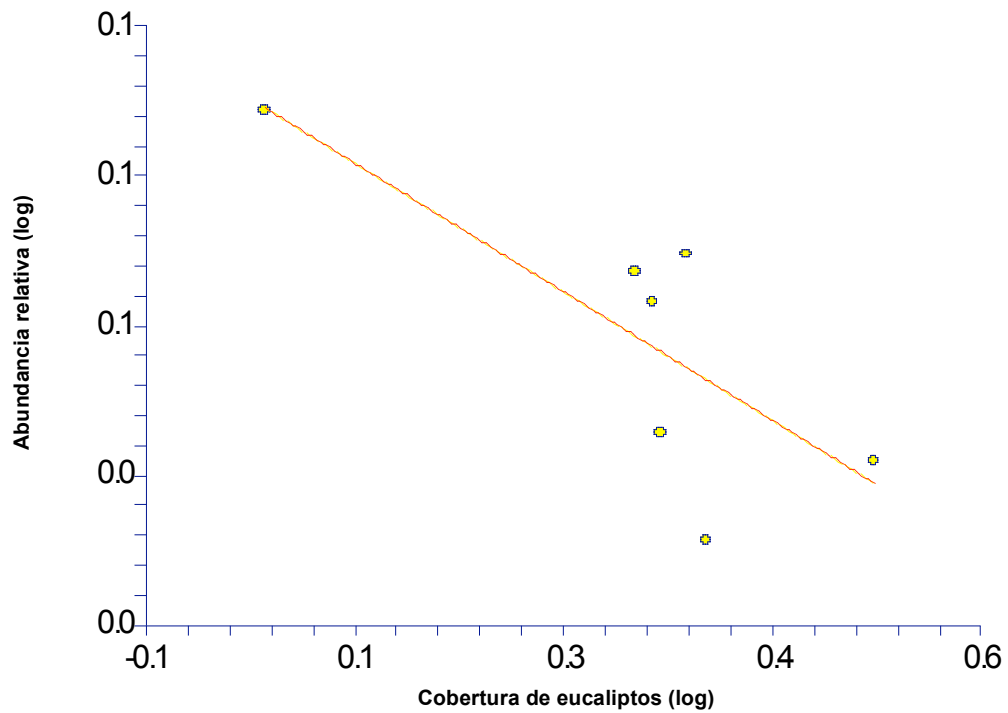


Figura 22. Relación entre la cobertura de eucaliptos las abundancias de aves del grupo 2 (pizcadoras).

Las aves revoloteadoras (grupo 4, Figura 19) se asociaron de manera positiva y significativa con la cobertura de los truenos ( $R^2=0.6951$ ,  $F_5=11.39$ ,  $P=0.0198$ ) (Figura 25).

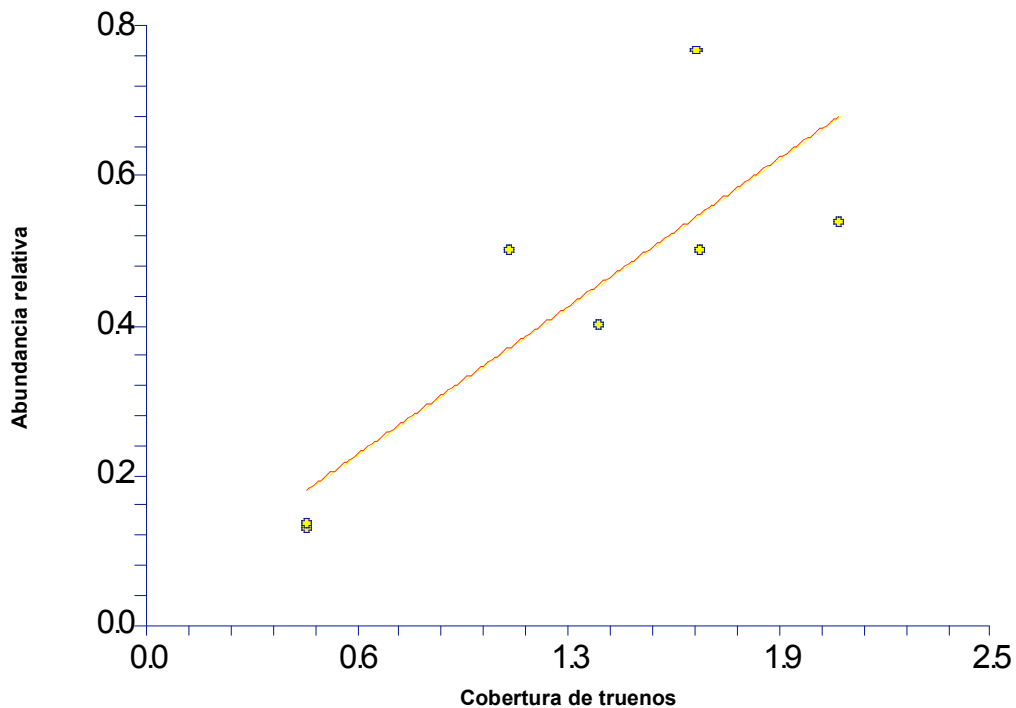


Figura 25. Relación entre la cobertura de los truenos y las abundancias de las aves del grupo 4 (revolteadoras).

### Conteo 2010

El grupo 1 (técnica mixta, ver Figura 19) tuvo una relación negativa significativa con la cobertura de los cipreses ( $R^2=0.5947$ ,  $F_5=7.33$ ,  $P=0.042$ ) (Figura 26) y de los fresnos ( $R^2=0.5625$ ,  $F_5=6.42$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 27).

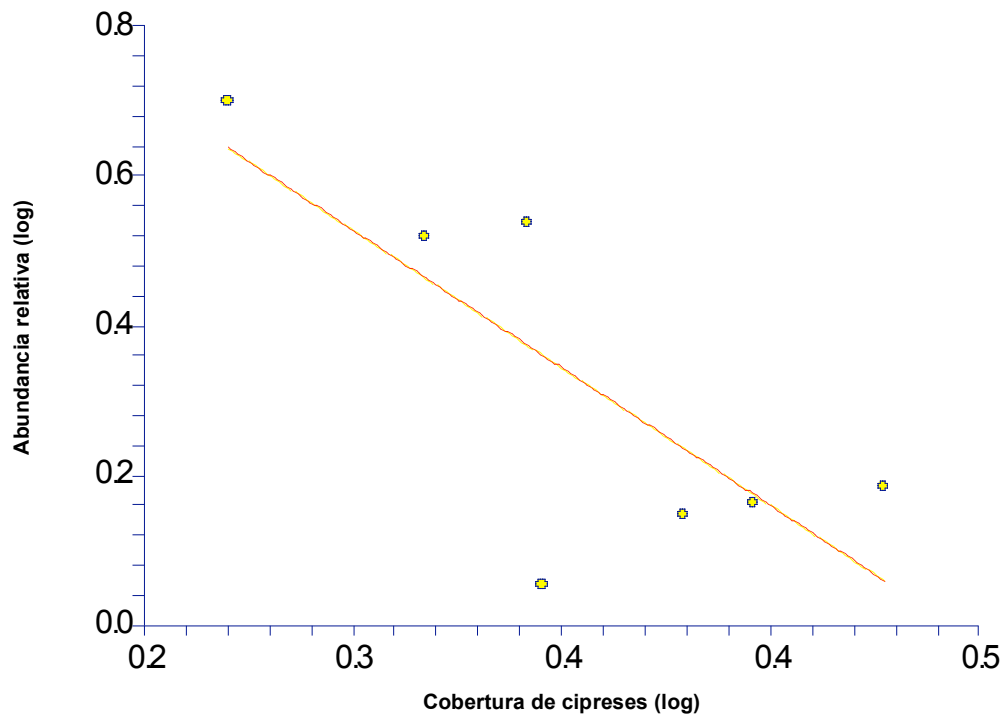


Figura 26. Relación entre la cobertura de los cipreses y las abundancias de las aves del grupo 1 (técnica de forrajeo mixta).

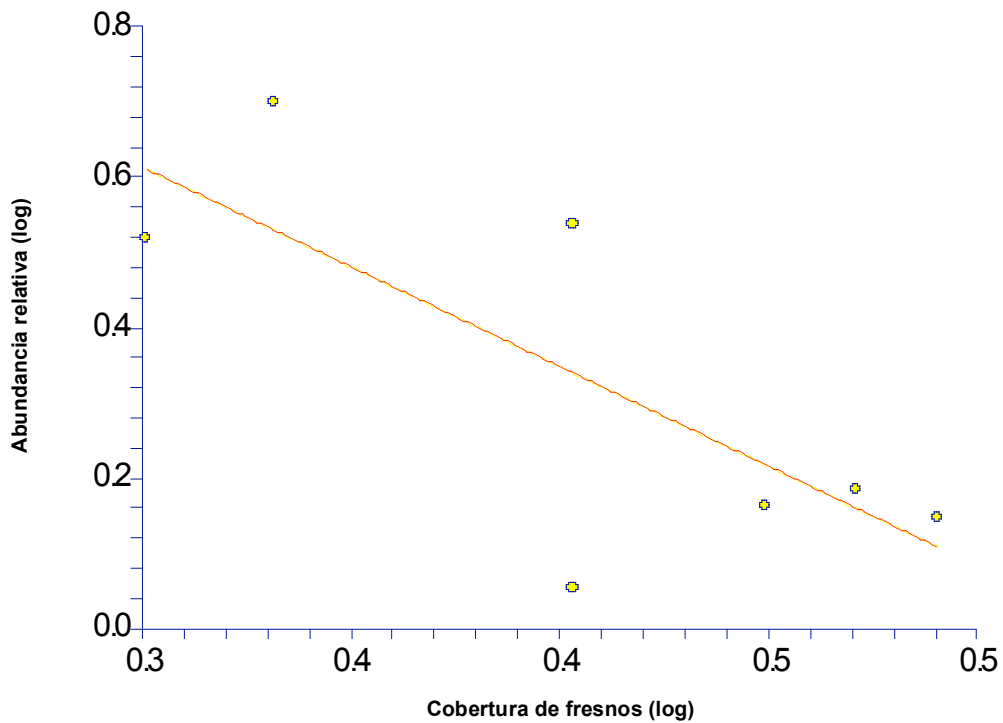


Figura 27. Relación entre la cobertura de los fresnos y las abundancias de las aves del grupo 1 (técnica de forrajeo mixta).

### Conteo 2011

En el último censo, la abundancia de los grupo 1 (técnica mixta, Figura 19) y 4 (revoloteadoras, Figura 19) se asociaron de manera negativa con la cobertura de los cipreses ( $R^2=0.5947$ ,  $F_5=7.33$ ,  $P=0.042$ ) (Figura 28) y ( $R^2=0.5625$ ,  $F_5=6.42$ ,  $P=0.05$ ) (Figura 29).

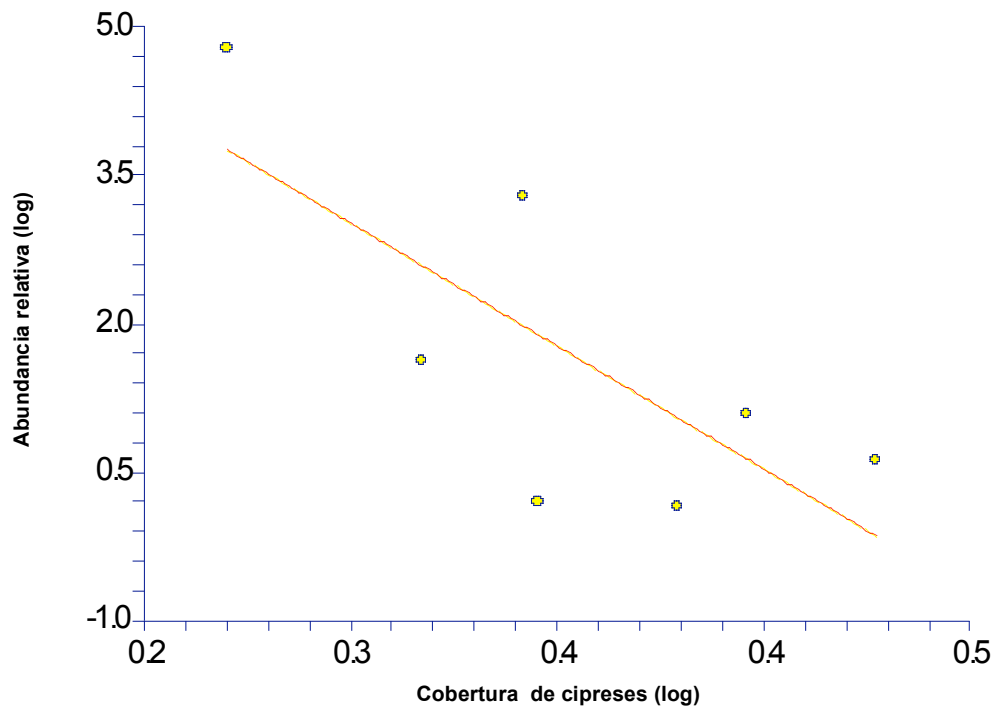


Figura 28. Relación entre la cobertura de los cipreses y las abundancias de las aves del grupo 1 (técnica de forrajeo mixta).

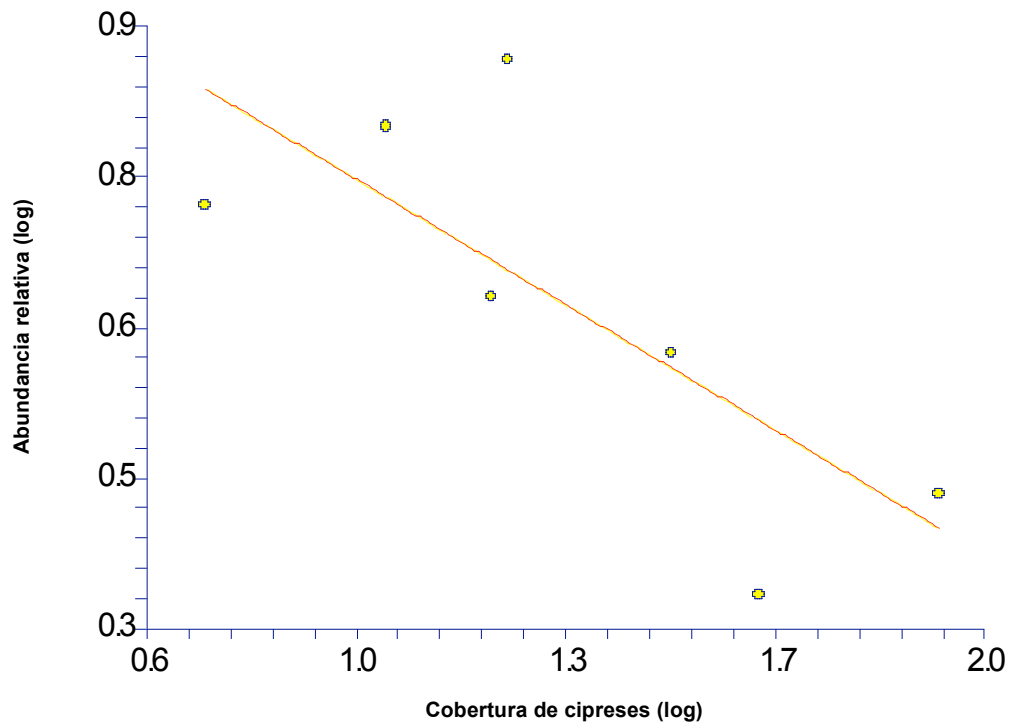


Figura 29. Relación entre la cobertura de los cipreses y las abundancias de las aves del grupo 4 (revoloteadoras).

### Preferencias de forrajeo

La preferencia por las especies arbóreas se determinó para las aves migratorias insectívoras de follaje en los siete parques principales. Se incluyeron las 13 especies de árboles con mayor cobertura (Tabla 6).

Tabla 6. Cobertura total de las especies de árboles más comunes en 7 parques de la Ciudad de México y número de individuos de aves forrajando en ellos.

Especie de árbol	Cobertura total	Ch1	Ch3	Hun	Lir	Ped	Tez	Viv
Ahuehuete	17	29	0	0	0	1	0	0
Álamo	24	2	0	0	0	0	37	0
Casuarina	20	1	0	1	1	0	0	5
Ciprés	192	18	3	19	56	0	16	65
Eucalipto	238	75	366	57	15	289	229	44
Fresno	336	83	21	76	76	14	14	132
Grevillea	4	0	0	0	2	0	0	66
Jacaranda	16	1	0	0	7	0	0	5
Liquidambar	38	6	0	0	0	0	0	9
Pino	106	2	10	8	6	14	15	5
Pirúl	34	0	0	1	0	10	45	1
Tepozan	58	0	39	0	1	24	0	0
Trueno	232	162	2	10	37	20	0	23

Ped=pedregal, Lir=Lira, Hun=Hundido, Tez=Tezozomoc, Viv=Viveros, Ch3=Chapultepec 3, Ch1=Chapultepec 1.

Se registró un total de 2276 observaciones de forrajeo de 20 especies de aves insectívoras de follaje en siete parques durante cuatro años, del 2007 al 2011 (Tabla 7).

Tabla 7. Número de observaciones de forrajeo de aves migratorias en los árboles más comunes en 7 parques de la Ciudad de México (ver códigos en Tabla 3).

Especie de árbol	cs	dc	dn	do	dt	dv	ef	em	mv	ot	pil	pir	poc	rc	vc	vf	vg	vr	vs	wp
Tepozan	0	20	0	0	2	0	1	0	0	0	0	4	1	15	0	0	1	14	0	4
Casuarina	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	9	1	0	0	1	0	1
Ciprés	0	57	6	8	15	0	0	0	4	8	1	6	4	43	1	0	1	11	1	23
Eucalipto	1	890	1	0	11	0	0	3	1	2	6	4	24	50	9	1	4	16	0	22
Fresno	1	109	0	2	18	3	0	14	2	14	2	3	81	68	14	0	7	37	1	79
Grevillea	0	77	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	4	5	0	0	4	0	0
Jacaranda	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	1	0	2
Trueno	0	12	3	0	6	0	0	3	7	1	1	10	20	75	6	0	1	4	1	125
Liquidambar	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	3	0	7
Álamo	0	10	0	0	0	0	0	0	1	0	2	2	8	0	0	0	0	1	0	1
Pino	0	23	0	6	4	0	0	0	0	0	1	4	0	7	8	0	0	0	1	7
Pirúl	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	13	8	0	0	9	0	6

Los resultados indicaron que para el total de las especies migratorias, el eucalipto fue la especie más utilizada para buscar alimento en los parques de la Ciudad ( $X^2=216$ , g.l.=12,  $P<0.001$ ) y los pinos los más evitados ( $X^2=21.3$ , g.l.=12,  $P<0.001$ ). Considerando por separado a los parques, las aves mostraron una preferencia significativa por el ciprés en el parque Lira, por el eucalipto en todos los parques menos el Lira, por el fresno en los Viveros y el Hundido, por grevillea en los Viveros, y por el ahuehuete y liquidambar en la Primera Sección del Chapultepec (Tabla 8). El fresno fue menos utilizado de lo esperado en la primera sección del Chapultepec, el Pedregal y la Lira; los pinos por su lado no fueron



utilizados por las insectívoras en los Viveros, parque Tezozomoc y Pedregal. El trueno fue rechazado en los Viveros y el Hundido.

Tabla 8. Índices de Preferencia Vegetal de las aves migratorias en 7 parques de la Ciudad de México.

Parque	Ch1					Ch3					Hun					Lir					Ped					Tez					Viv				
	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p	o	e	IPV	$\chi^2$	p
Ahuehuete	29	10.6	1.7	31.6	'+++	0	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0		1	0	0	0		0	0	0	0		0	8.3	-1	8.3	
Álamo	2	0	0	0		0	0	0	0		0	1	-1	1		0	2	-1	2		0	0	0	0		37	68.9	-0.5	14.8	'-	0	4.1	-1	4.1	
Casuarina	1	0	0	0		0	0	0	0		1	6.7	-0.9	4.9		1	0	0	0		0	6.2	-1	6.2		0	0	0	0		5	11.3	-0.6	3.5	
Ciprés	18	34.3	-0.5	7.7		3	20.8	-0.9	15.3	'--	19	39.4	-0.5	10.6		56	29.4	0.9	24.1	'+++	0	12.5	-1	12.5		16	32.6	-0.5	8.5		65	85.6	-0.2	5	
Eucalipto	75	14.2	4.3	261	'+++	366	259	0.4	44.1	'+++	57	9.6	4.9	234	'+++	15	0	0	0		289	65.6	3.4	761	'+++	229	61.6	2.7	454	'+++	44	13.4	2.3	69.8	'+++
Fresno	83	146	-0.4	26.8	'---	21	49.1	-0.6	16.1	'--	76	61.5	0.2	3.4		76	64.6	0.2	2		14	40.6	-0.7	17.4	'--	14	32.6	-0.6	10.6		132	92.8	0.4	16.5	'++
Grevillea	0	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0		2	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0		66	4.1	15	928	'+++
Jacaranda	1	7.1	-0.9	5.2		0	0	0	0		0	1	-1	1		7	2	2.6	13	'+	0	9.4	-1	9.4		0	0	0	0		5	5.2	0	0	
Liquidambar	6	1.2	4.1	19.6	'++	0	0	0	0		0	0	0	0		0	0	0	0		0	3.1	-1	3.1		0	0	0	0		9	37.1	-0.8	21.3	'---
Pino	2	3.5	-0.4	0.7		10	10.4	0	0		8	11.5	-0.3	1.1		6	9.8	-0.4	1.5		14	116	-0.9	89.3	'---	15	72.5	-0.8	45.6	'---	5	23.7	-0.8	14.8	'-
Pirúl	0	8.3	-1	8.3		0	8.9	-1	8.9		1	0	0	0		0	0	0	0		10	18.7	-0.5	4.1		45	54.4	-0.2	1.6		1	0	0	0	
Tepozan	0	0	0	0		39	64	-0.4	9.8		0	0	0	0		1	21.5	-1	19.6	'--	24	18.7	0.3	1.5		0	0	0	0		0	0	0	0	
Trueno	162	133	0.2	6.6		2	3	-0.3	0.3		10	41.3	-0.8	23.8	'---	37	41.1	-0.1	0.4		20	34.4	-0.4	6		0	7.3	-1	7.3		23	43.3	-0.5	9.5	

Ped=pedregal, Lir=Lira, Hun=Hundido, Tez=Tezozomoc, Viv=Viveros, Ch3=Chapultepec 3, Ch1=Chapultepec 1.



+++ :  $P < 0.001$ , ++ :  $P < 0.01$ , + :  $P < 0.05$ .

IPV=Índice de Preferencia Vegetal, o=número de individuos observados, e=número de individuos esperados.

Se obtuvieron IPV para 15 especies de aves migratorias con respecto a las 13 especies arbóreas más comunes de los siete parques de la Ciudad de México (Tabla 9). *Setophaga coronata* (dc) que presentó valores positivos de IPV para el eucalipto y el Grevillea y negativos para todas las demás especies. *Piranga ludoviciana* (pil) forrajó preferencialmente también en eucalipto. Los cipreses y los pinos fueron menos utilizados de lo esperado, como lo demuestran los valores negativos exhibidos por *S. coronata* (dc), *P. caerulea* (poc), *O. celata* (vc), *C. pusilla* (wp) y *S. coronata* (dc), *R. calendula* (rc), *O. ruficapilla* (vr), *C. pusilla* (wp) respectivamente. Sin embargo los cipreses fueron preferidos por *S. virens* (dv), *S. occidentalis* (do), *G. tolmiei* (ot). De la misma forma, los fresnos fueron usados más de lo esperado por cinco especies de aves: *S. virens* (dv), *E. minimus* (em), *G. tolmiei* (ot), *P. caerulea* (poc), y *O. ruficapilla* (vr). Cinco especies insectívoras buscaron alimento en grevillea: *S. coronata* (dc), *E. minimus* (em), *R. calendula* (rc), *O. celata* (vc) y *O. ruficapilla* (vr), pero casi siempre en las flores y no en el follaje.

Tabla 9. valor de significancia de los IPV a nivel de especie de aves migratorias en las especies de árboles más comunes de los 7 parques de la Ciudad de México (ver códigos en Tabla 3).

Especie de ave	dc	dn	do	dt	dv	ef	em	ot	pil	pir	poc	rc	vc	vr	wp
Especie de árbol	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.	sign.
Ahuehuete	**			***											
Álamo	**								***		**	*			
Casuarina	***											*			
Ciprés	***	***	***					*			***		*		**
Eucalipto	***								*						***
Fresno	***				*		***	**		*	***			*	
Grevillea	***						***					**	***	***	
Jacaranda	**								*						
Liquidambar	***										*	*			
Pino	***		***									***		**	**
Pirúl	***											*	***	***	
Tepozan	***					***					*			***	*
Trueno	***											**		**	***

 preferencia  
 rechazo

+++ :  $P < 0.001$ , ++ :  $P < 0.01$ , + :  $P < 0.05$ .

## Artrópodos

### Muestreo de artrópodos 2010

Con respecto a los resultados de preferencias de forrajeo, se colectaron los artrópodos presentes en las ramas de las cuatro especies que presentaron valores de IPV más altos durante el invierno 2010. En total se colectaron 50 ramas de eucalipto, 10 de ciprés, 50 de fresnos y 30 de pinos. El número de individuos encontrado se relacionó con los índices calculados. Se eliminó del análisis a *Grevillea robusta* debido a que las aves la visitaron por el néctar que producen sus

inflorescencias más que por la disposición del follaje o la abundancia de los artrópodos.

Se capturaron 2,298 individuos pertenecientes a 10 órdenes (Aranea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Homoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Psocoptera). Los órdenes más representados fueron Hymenoptera y Homoptera (Tabla 10).

Tabla 10. Abundancia promedio del total de artrópodos, de los himenópteros y de los homópteros en ramas de cuatro especies arbóreas comunes en siete parques de la Ciudad de México.

Especie de árbol	Total	DE	Hymenoptera	DE	Homoptera	DE
<i>Ciprés</i>	0.90	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00
<i>Eucalipto</i>	28.16	38.03	1.51	1.80	20.25	26.94
<i>Fresno</i>	5.86	9.41	0.06	0.10	1.23	2.64
<i>Pino</i>	2.91	3.35	0.01	0.02	1.53	1.90

DE=Desviación Estandar.

Los eucaliptos tuvieron el mayor número de individuos de los dos grupos ( $F_4=5.2$ ,  $P=0.002$ ;  $F_4=6.07$ ,  $P=0.0007$ ;  $F_4=4.01$ ,  $P=0.0095$ ).

Debido a que sólo se obtuvieron preferencias para cuatro especies arbóreas, se utilizaron sus valores individuales de IPV y abundancia en cada parque con el fin de poder aplicar una regresión lineal. Los índices de preferencia alimentarias se relacionaron de manera significativa con las abundancias de

himenópteros ( $R^2= 0.4014$ ,  $F_9=6.035$ ,  $P=0.0364$ ) a pesar de que sólo representan el 4% del total de los artrópodos (Figura 30).

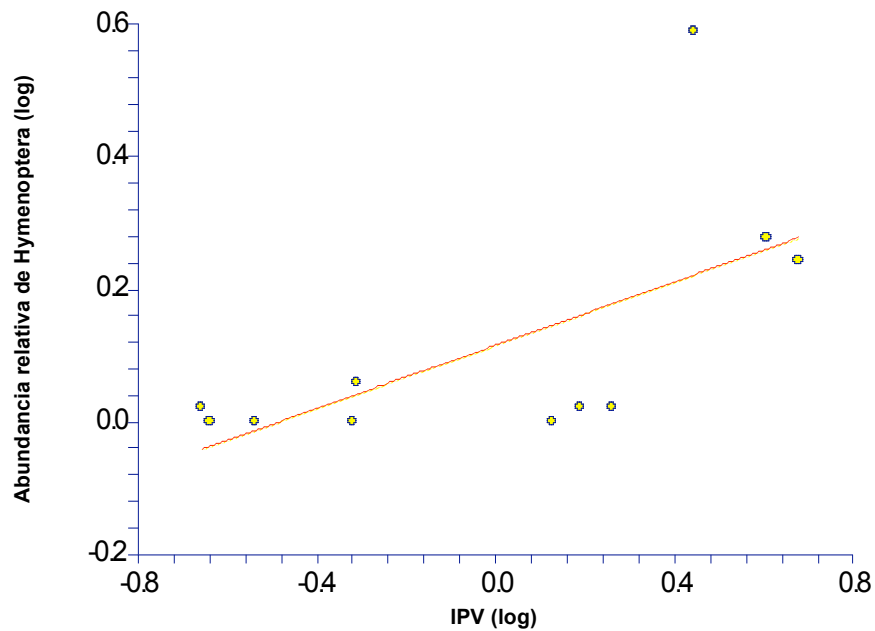


Figura 30. Relación entre el índice de preferencia vegetal (IPV) por las insectívoras migratorias y la abundancia de Hymenoptera en cuatro especies arbóreas de la Ciudad de México.

### **Muestreo de artrópodos 2011**

Con el fin de tener resultados más robustos durante el 2011, se estimó la abundancia de los artrópodos en cuatro especies de árboles adicionales a las incluidas en 2010.

El muestreo se hizo en ramas de 10 individuos de las ocho especies vegetales que mostraron índices de preferencia y rechazo por las aves migratorias: eucalipto (60 ramas), liquidámbar (20 ramas), trueno (10 ramas), álamo (10 ramas), pino (30 ramas), ciprés (20 ramas), ahuehuete (10 ramas) y fresno (40 ramas). Aunque los resultados indican que hubo una preferencia por jacaranda y un rechazo por tepozán en el parque Lira, estas especies no se muestrearon debido a que había un sólo ejemplar de la primera especie y dos de la segunda en el parque Lira. Cabe mencionar que las abundancias de insectos y arañas pueden variar entre parques debido a su localidad geográfica y tipo de manejo, entre otros. Por esta razón los conteos se basaron en las 10 ramas de cada especie en cada parque. Al igual que el año anterior, se eliminó *Grevillea* de los resultados de IPV porque las aves forrajeaban en las inflorescencias y no en el follaje.

Se identificaron 2267 individuos que pertenecen a 12 órdenes: Aranea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Efemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Homoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Psocoptera, Thysanoptera, Los órdenes más abundantes fueron Homoptera (70%), Hemiptera e Hymenoptera (Tabla 11).

Tabla 11. Abundancia relativa de 3 órdenes artrópodos para ocho especies arbóreas en siete parques de la Ciudad de México.

Especie de árbol	Total	DE	Homoptera	DE	Hemiptera	DE	Hymenoptera	DE
Ahuehuete	4.60	13.53	4.60	13.53	0.00	0.00	0.00	0.00
Álamo	21.90	27.95	19.40	26.28	2.00	3.68	0.00	0.00
Ciprés	2.80	3.40	2.75	1.70	7.70	0.94	5.22	0.37
Eucalipto	29.63	60.61	20.92	46.20	0.90	4.16	3.42	8.58
Fresno	0.48	1.11	0.13	0.40	0.23	0.86	0.00	0.00
Liquidambar	1.85	3.34	2.47	2.99	6.60	0.31	4.48	0.49
Pino	3.57	6.55	1.05	5.03	2.31	0.46	1.89	2.39
Trueno	0.50	0.97	0.10	0.32	0.20	0.42	0.10	0.32

DE=Desviación Estándar.

Después de transformar los datos ( $1/x$ ), los análisis de varianza mostraron que los eucaliptos tuvieron más ninfas de homópteros que las otras especies ( $F=12.20$ , g.l.= 7,  $P=0.000$ ), los álamos más adultos de homópteros ( $F=3.88$ , g.l.= 7,  $P=0.0005$ ), y los cipreses mas neurópteros ( $F=2.04$ , g.l.= 7,  $P=0.05$ ).

Se utilizó una prueba de Kruskal-Walis para los datos de 11 órdenes que no cumplieron con los requerimientos de normalidad y homocedasticidad (Tabla 12). Hubo una diferencia significativa entre las abundancias de Aranea, Diptera y larvas de Hymenoptera.



Tabla 12. Significancia de las diferencias de abundancia de artrópodos.

Orden	Ara	Col	Dip	Efe	Hem	Hym N	Hym	Lep	Mec	Pso	Thy
$\chi^2$	40.93	7.52	17,17	2.33	15.26	38.6	7.42	4	2.33	9,61	6.09
$p$	0	0.3766	0.0169	0.9391	0.3277	0	0.3859	0.7797	0.9391	0,2115	0.5291
g.l.	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
significancia	***		*			***					

+++ :  $p < 0.001$ , ++ :  $p < 0.01$ , + :  $p < 0.05$ . Ara= Aranae, Col= Coleoptera, Efe= Efemeroptera, Hem= Hemiptera, Him L= ninfa de Hymenoptera, Hym= himenoptera, Lep= Lepidoptera, Mec= Mecoptera, Pso= Psocoptera, Tis= Thysanoptera.

La regresión entre los IPV y las abundancias del total de homópteros fue significativa y positiva ( $R^2 = 0.214$ ,  $F_{18} = 4.90$ ,  $P = 0.040$ ) (Figura 31). Se obtuvo una relación similar con las abundancias de himenópteros ( $R^2 = 0.2028$ ,  $F_{18} = 4.58$ ,  $P = 0.0463$ ) (Figura 32).

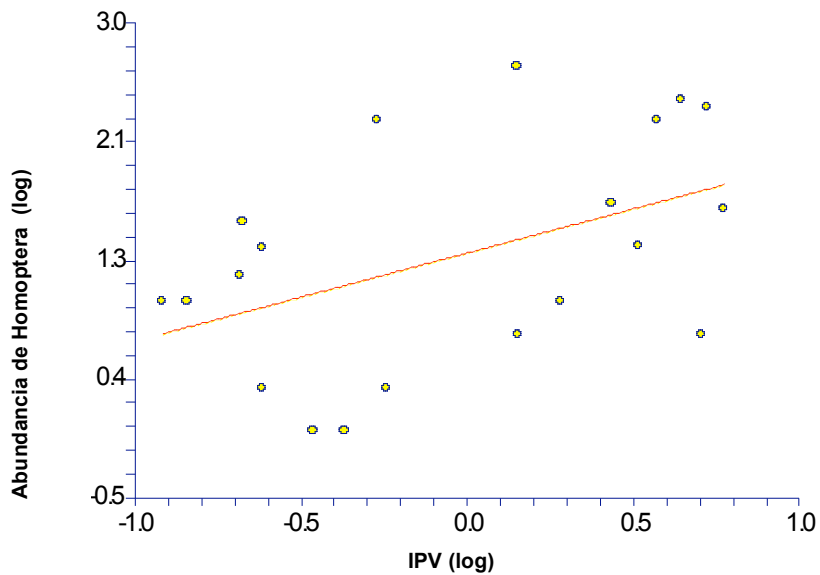


Figura 31. Relación entre los IPV y las abundancias de Homoptera.

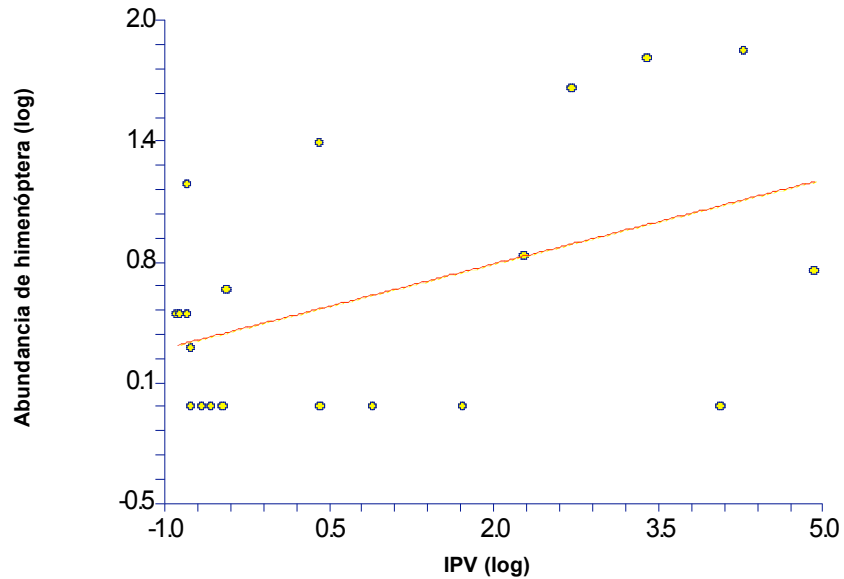


Figura 32. Relación entre los IPV y las abundancias de Hymenoptera.

### **Arquitectura de las especies arbóreas**

#### **Comparación de coníferas con latifoliadas y micrófilas**

A partir de las fotografías, se calculó la distancia entre ramas y el ángulo de inclinación de las mismas a las alturas promedio de forrajeo (Tabla 13).

Tabla 13. Cobertura total, distancia entre ramas, ángulo de inclinación de las ramas y altura promedio de forrajeo de las aves insectívoras para 11 especies arbóreas.

Especie	Cob	Dist (m)	Error	Ang (°)	Error	Alt (m)	Error
Ahuehuete	17	0.42	0.11	72	1.28	10	1.00
Álamo	24	0.35	-1.21	79	-0.64	6.4	1.08
Ciprés	192	0.80	0.09	30	-0.27	6.6	0.93
Eucalipto	238	0.46	1.03	63	0.88	9.1	1.02
Fresno	336	0.50	0.71	95	-0.17	6.8	0.95
Grevillea	4	0.56	0.70	77	0.28	7.1	0.51
Jacaranda	16	0.35	0.40	94	-0.64	3.8	0.47
Liquidambar	38	0.39	1.31	62	0.42	3.1	-0.22
Pino	106	0.40	-0.24	69	-1.40	7.1	0.33
Tepozan	58	0.25	2.19	102	-0.03	3.8	0.72
Trueno	238	0.15	0.25	70	0.63	4.4	0.59

Cob= cobertura de las especies, Dist= distancia promedio entre ramas, Ang= ángulo de inclinación promedio de las ramas, Alt= altura promedio de las especies. Error= Error estándar.

Posteriormente se realizó un análisis canónico de correspondencia entre estas variables y los IPV de las distintas especies de aves migratorias (Figura 33). En este análisis se integraron pinos y especies de hojas escamiformes (ciprés).

El primer eje explicó 23.38% de la variación en la distribución de las aves y estuvo correlacionado significativamente con el ángulo de inclinación de las ramas ( $r_9=-0.810$ ,  $P<0.02$ ) y la distancia entre ramas ( $r_9=0.837$ ,  $P<0.01$ ). *Geothlypis tolmiei* (ot), *Piranga rubra* (pir), *Setophaga occidentalis* (do), *S. virens* (dv) y *Polioptila caerulea* (poc) necesitan ciertos ángulos de inclinación de las ramas

para poder buscar de manera eficiente sus presas; mientras *Empidonax minimus* (em), *Setophaga coronata* (dc), *Oreothlypis celata* (vc), *O. Ruficapilla* (vr) y *Setophaga townsendi* (dt) prefieren un espaciamiento importante entre ramas para acceder al alimento.

El segundo eje fue asociado con la altura promedio de forrajeo ( $r_9 = -0.521$ ,  $P > 0.05$ ), aportando 9.28% adicional de la variación, y sin embargo la relación no fue significativa. *Empidonax flaviventris* prefirió árboles con una mayor altura para buscar alimento.

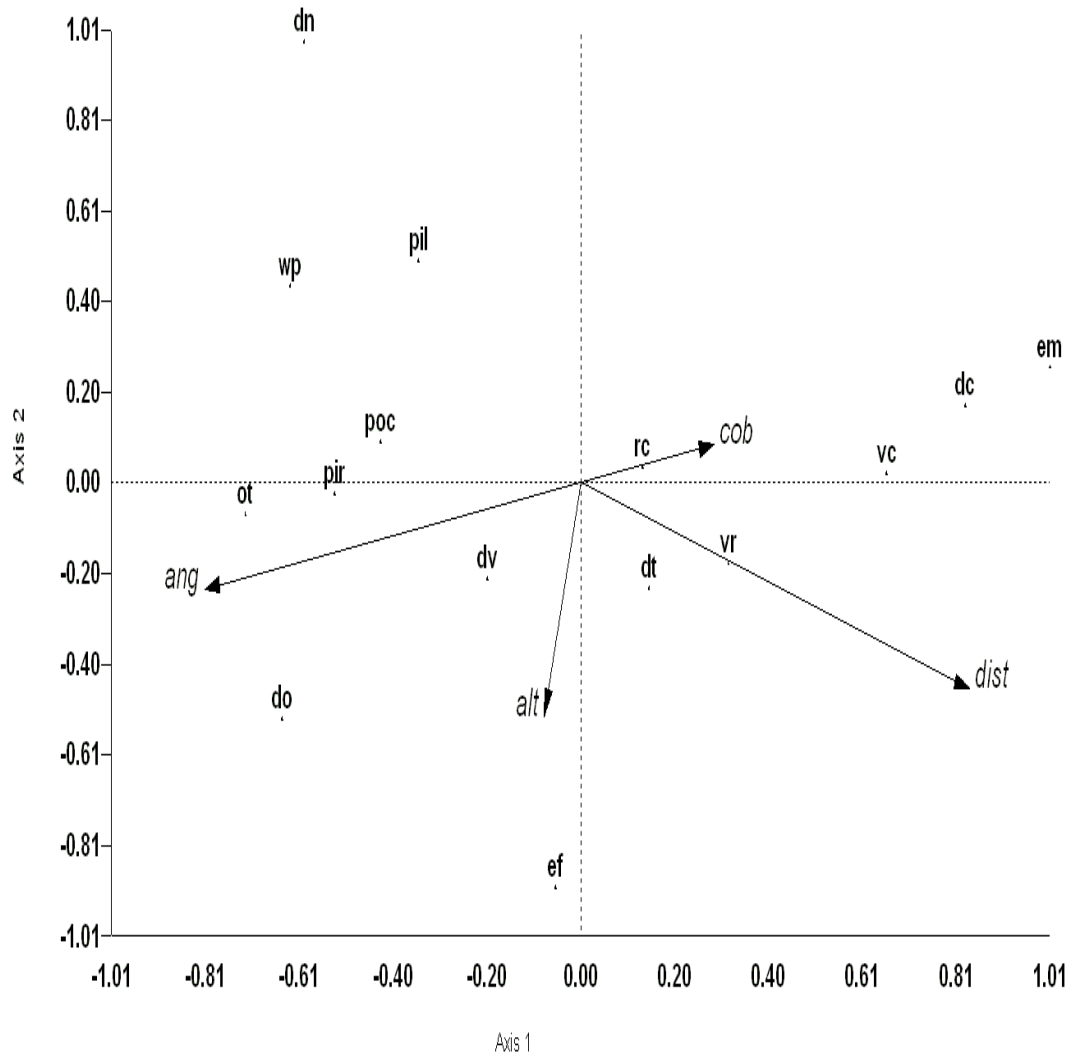


Figura 33. Relación entre el índice de preferencia vegetal de las aves insectívoras migratorias y tres características estructurales de la vegetación (eigen valor eje 1= 0.312; eigen valor eje 2=0.124). dist=distancia entre ramas, ang=ángulo entre ramas, cob=cobertura total de las especies de árboles, alt=altura promedio de forrajeo.

## Estudio de las características microestructurales de las especies latifoliadas

Las especies de angiospermas difieren mucho entre ellas en cuestión de forma de hojas, disposición y complejidad de ramificación. Las Tablas 14 y 15 recopilan 15 aspectos arquitectónicos de siete especies de árboles donde los IPV eran más importantes. Se quitó la jacaranda del análisis porque en la etapa de aplanamiento de sus hojas para poder calcular su área foliar, las mismas hojas se pudrieron, volviendo imposible el cálculo del área foliar.

Tabla 14. Características microestructurales de las especies de árboles que tuvieron IPV mayores.

Especie	Nram	nh	area	tamp	arr	aba	dens	ord1	ord2	ord3	ord4	dispo	form	p/c	Rb
Alamo	8.1	47.8	545.4	2.8	35.6	12.2	1363.4	5.6	2.2	0.1	0	1	4	2	1.4
Eucalipto	10.4	59.4	831.6	1.6	14.8	47.9	736.9	8	1.8	0.5	0.1	1	1	1	1.3
Fresno	3.3	24.4	1078.1	5.5	16.9	7.5	240.3	4.2	0.2	0	0	2	2	2	1
Grevillea	6.6	25.9	1813.2	2.9	15.8	10.1	315	6.6	0	0	0	2	5	2	1
Liquidambar	17.4	44.3	542.3	3.6	30.1	14.6	894.8	13.3	2.6	1.3	0.2	1	3	2	1.3
Tepozan	8.6	55.2	1007	1.9	46.1	9.1	1000.9	7.4	2.9	0.1	0	2	1	2	1.4
Trueno	11.7	46.8	917.7	1.3	36.4	10.4	663.9	8.3	2.4	0.9	0.1	1	1	1	1.4

Nram= número de ramas, nh=número de hojas, área=área foliar en m<sup>2</sup>, tamp=tamaño del pedúnculo en cm, arr=número de hojas arriba de la rama principal, aba=número de ramas a bajo de la rama principal, dens=número de hojas /m<sup>3</sup>, ord=orden de ramificación de 1 a 4, dispo= disposición de las hojas en la rama, form=forma de crecimiento, p/c= follaje perene o caduco, Rb= índice de ramificación.

Tabla 15. Códigos de las variables de disposición, forma, y permanencia del follaje.

código dispo		código form		código p/c	
alterna	1	Ovalo	1	perene	1
opuesta	2	Compuesta	2	caduco	2
		Lobulada	3		
		acorazonada	4		
		muy lobulada	5		

Con base en una clasificación de los árboles según las características microestructurales se obtuvieron tres grupos (Figura 34). El grupo 1 incluyó a grevillea y a fresno que poseen una superficie foliar mayor a los demás árboles. El grupo 2 estuvo constituido por el trueno, el eucalipto y el tepozán, únicas especies con forma foliar ovalada, y el tamaño más pequeño del pedúnculo. También poseen un índice de ramificación muy similar. El grupo 3 agrupó al liquidámbar y al álamo que tienen áreas medianas y muy similares, así como el número de hojas arriba y abajo del tallo principal.

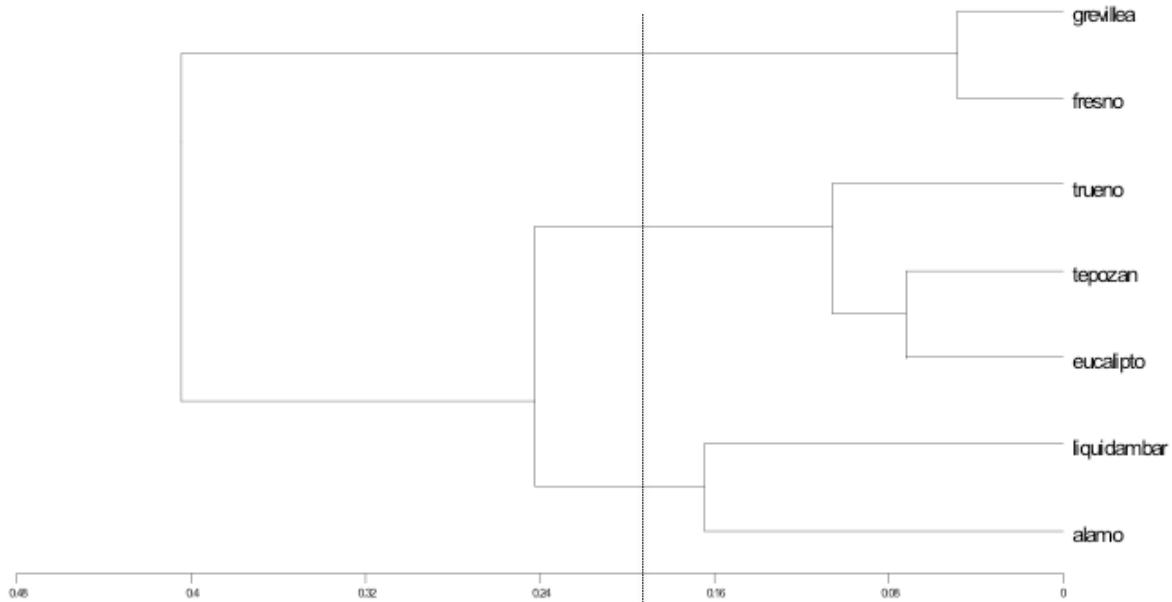


Figura 34. Clasificación de siete especies de árboles angiospermas de los parques de la Ciudad de México con respecto a sus características microestructurales.

La distribución de las aves según su IPV estuvo relacionado con la superficie total de las hojas ( $r_5=-0.712$ ,  $P>0.05$ ) y el número de ramas ( $r_5=0.934$ ,  $P>0.05$ ) en el primer eje (25.04% de la variación), y con el área foliar ( $r_5=-0.549$ ,  $P>0.05$ ) en el segundo eje (13.62% de la variación) (Figura 35). Ningún eje tuvo una relación significativa con las variables de arquitectura.

Las preferencias alimentarias de *Polioptila caerulea*, *Geothlypis tolmiei*, *Setophaga occidentalis* y *S. virens* se relacionaron con el área del follaje mientras que el número de ramas estuvo relacionado con las preferencias alimentarias de *Empidonax flaviventris* y *Oreothlypis ruficapilla*.



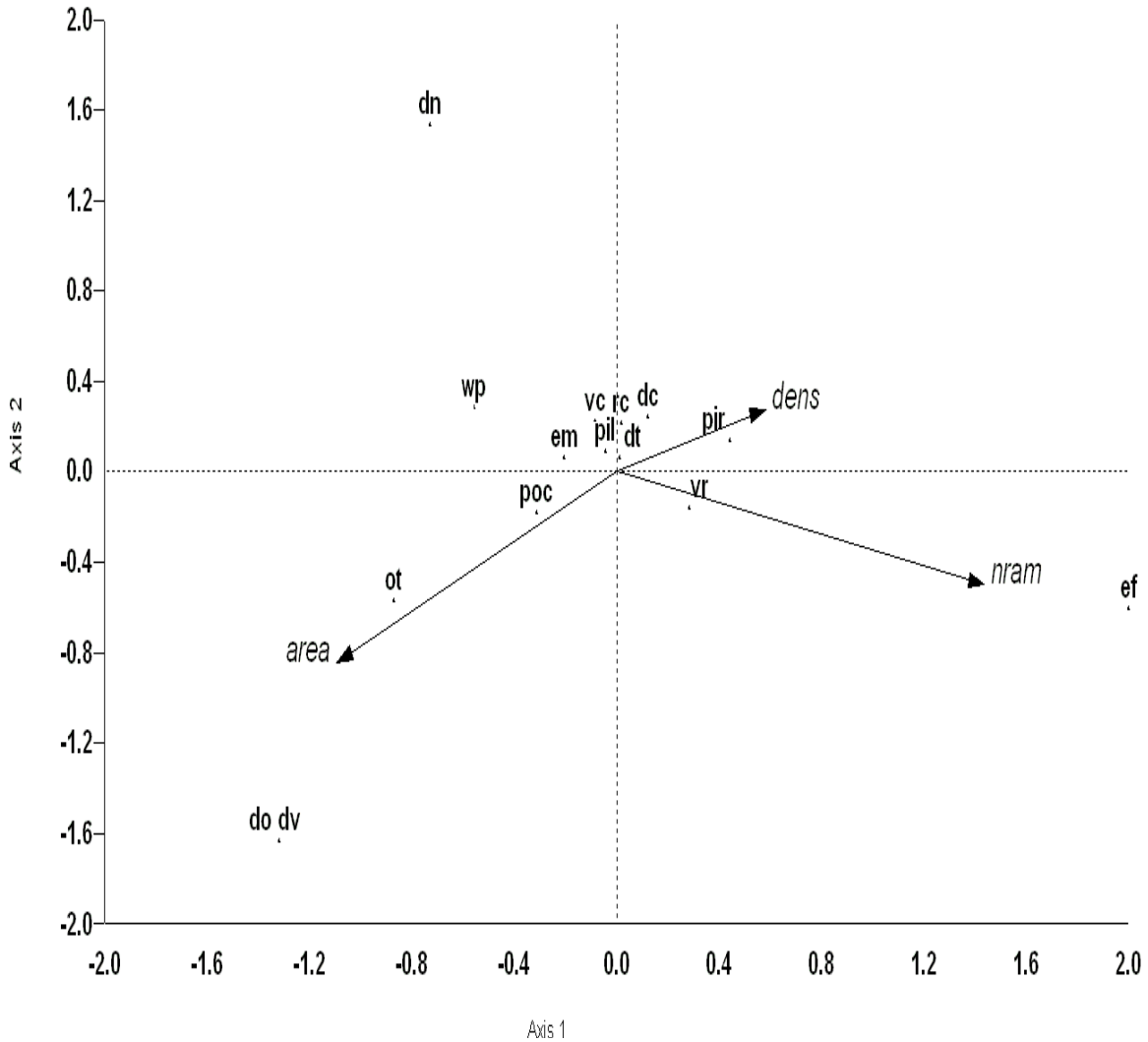


Figura 35. Relación entre las preferencias vegetales de aves insectívoras migratorias y tres características microestructurales de la vegetación (eigen valor eje 1= 0.364; eigen valor eje 2=0.198). dens=densidad del follaje, cobtot=cobertura total por especie, area=area foliar.

### **Pautas conductuales**

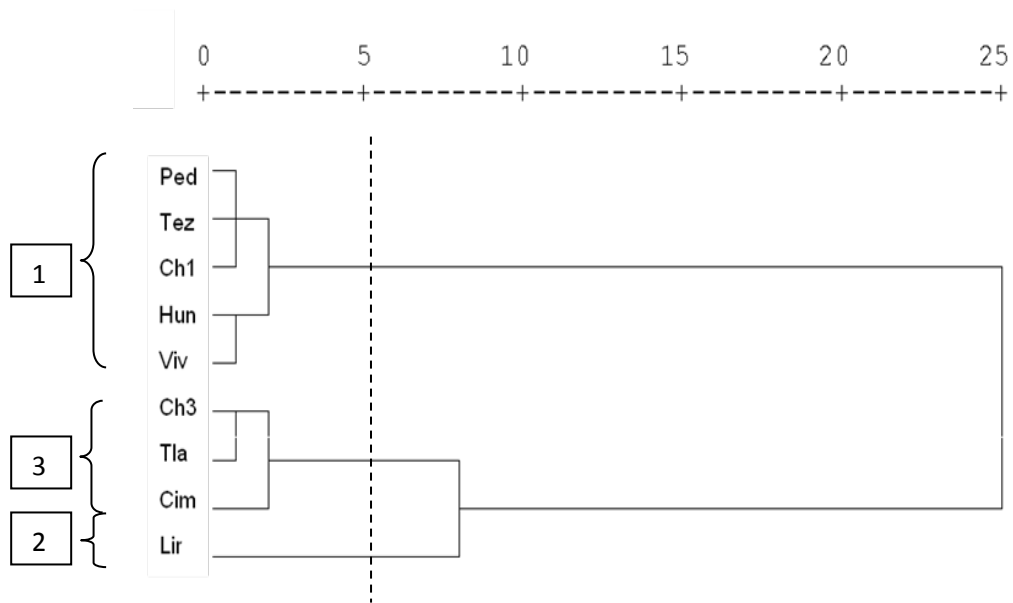
Las actividades de forrajeo representan una gama de comportamientos específicos de las aves; a éstas se agregaron más observaciones de diferentes conductas y se estudiaron las diferencias en las frecuencias de pautas conductuales básicas entre los distintos parques como una primera aproximación para conocer el uso que le dan las aves migratorias a los hábitats urbanos. Inicialmente se hizo una clasificación de los parques con base a las siguientes pautas (1712 observaciones): acicalamiento, tomar agua, buscar en suelo, canto, alimentación, conducta agonística, búsqueda de alimento, percheo y vuelo (Tabla 16).

Tabla 16. Proporción de conductas de las aves migratorias en 9 parques.

Parque	Aci	b	bs	c	com	dt	for	p	v
Ch1	0.000	0.000	0.000	0.020	0.000	0.000	0.970	0.010	0.000
Ch3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.051	0.920	0.030	0.000
Cim	0.000	0.000	0.009	0.020	0.009	0.035	0.900	0.020	0.017
Hun	0.010	0.006	0.000	0.000	0.006	0.023	0.940	0.020	0.000
Lir	0.010	0.006	0.029	0.010	0.006	0.047	0.840	0.050	0.000
Ped	0.000	0.000	0.000	0.010	0.000	0.000	0.960	0.030	0.000
Tez	0.010	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.970	0.020	0.000
Tla	0.000	0.000	0.000	0.010	0.006	0.042	0.900	0.050	0.000
Viv	0.000	0.000	0.000	0.020	0.000	0.011	0.950	0.030	0.000

aci=acicalamiento, b=tomar agua, bs=buscar suelo, c=canto, com= alimentación, dt=defensa territorio, v=vuelo, for=búsqueda de alimento, p=perchado. Ch1=Chapultepec 1, Ch3=Chapultepec 3, Cim=Parque Ciudad de México, Hun= Hundido, Lir=Lira, Ped=Pedregal, Tez=Tezozomoc, Tla=Bosque de Tlalpan, Viv=Viveros.

El análisis separó los sitios en tres grupos (Figura 36): el grupo 1 incluyó al Jardín Botánico del Pedregal, Tezozomoc, la Primera sección de Chapultepec, Parque Hundido y los Viveros de Coyoacán. Entre las características comunes de estos sitios, resalta un alto número de visitantes y un alto grado de mantenimiento que incluye jardinería y riego (*observación personal*). El grupo 2 solamente incluyó al parque Lira, que es el parque más pequeño. El grupo 3 estuvo integrado por sitios extensos incluyendo la Tercera sección de Chapultepec y las dos áreas naturales: parque Ciudad de México y Bosque de Tlalpan. Estas áreas verdes poseen una vegetación diversa que incluye especies nativas (pino *Pinus spp.*, encino *Quercus sp.*, tepozán *Buddleja cordata*), un sotobosque bien representado, así como zonas inaccesibles de barrancas.



Ch1=Chapultepec 1, Ch3=Chapultepec 3, Cim=Parque Ciudad de México, Hun= Hundido, Lir=Lira, Ped=Pedregal, Tez=Tezozomoc, Tla=Bosque de Tlalpan, Viv=Viveros.

Figura 36. Clasificación de siete parques urbanos y dos áreas naturales de la Ciudad de México con base en las frecuencias de las conductas de las aves migratorias.

Un análisis discriminante reveló que la separación de los tres grupos fue significativa ( $\lambda_{\text{Wilks}} = 0.0007$ ;  $X^2 = 25.23$ ;  $P = 0.0137$ ) (Tabla 17 y Figura 37). Los coeficientes estandarizados del análisis revelaron que la primera función estuvo asociada positivamente con las actividades de descanso en percha, beber y buscar alimento. La frecuencia de estas conductas fue particularmente alta en el Parque Lira (Grupo 2). Negativamente, la primera función estuvo correlacionada con conductas antagonistas como la defensa del territorio en particular. Eso caracterizó el Grupo 3 (las dos áreas naturales y tercera sección de Chapultepec).

La segunda función estuvo correlacionada positivamente con el canto, llamada y la búsqueda de alimento en el follaje (forrajeo), y negativamente con la búsqueda de alimento en el suelo.

Tabla 17. Resultados del análisis discriminante para la separación de los 9 parques en función de las conductas de las aves.

Eigenvalores					
Función	Eigenvalor	% de varianza	% cumulativo	Correlación Canónica	
	1	66.70	77.83	77.83	0.993
	2	19.01	22.17	100	0.975
Lambda de Wilks					
Prueba de Función(es)	Lambda de Wilks	X <sup>2</sup>	gl	p	
1 a través de 2	0.0007	25.24	12	0.0137	
	2	0.0500	5	0.0626	
Coeficientes estandarizados de la función discriminante canónica					
	Función				
	1	2			
For	3.63	1.66			
C	1.95	1.24			
P	3.17	0.65			
Aci	0.27	0.46			
B	3.01	1.20			
Bs	2.44	-0.22			
Matriz de estructura					
	Función				
	1	2			

com(a)	0.50	-0.48
dt(a)	-0.48	0.05
B	0.12	-0.08
Aci	0.10	0.00
For	-0.09	0.69
v(a)	0.32	-0.64
Bs	0.32	-0.64
P	0.06	-0.18
C	0.00	-0.05

(a) variable no usada en el análisis

aci=acicalamiento, b=beber, bs=buscar suelo, c=canto, com= comiendo, dt=defensa territorio, v=vuelo, for=forrajeo, p=perchado.

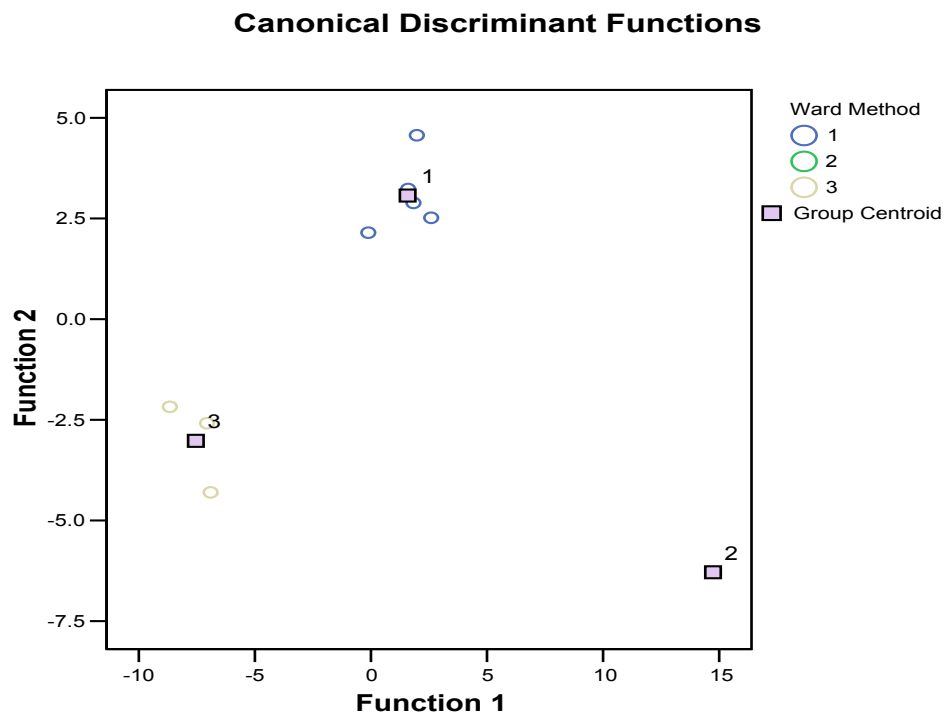


Figura 37. Mapa de separación de los grupos de parques obtenidos a partir de la clasificación de la frecuencia de las pautas conductuales usadas en siete parques y dos áreas naturales del área metropolitana de la Ciudad de México.

## Discusión

### Riqueza específica

El análisis de la distribución de las aves migratorias empieza con el interpretar de su riqueza específica. El estimador Chao 1 reveló que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para registrar la mayoría de las especies en los parques de tamaño pequeño a moderado en los tres años en que se realizaron los censos. Sin embargo la riqueza en algunos sitios fue subestimada. Esto fue cierto para áreas grandes en donde fue más difícil tener inventarios completos debido al difícil acceso a ciertas partes de los parques. Poniendo el ejemplo del Jardín Botánico del Pedregal, el esfuerzo resultó muy bajo, debido a la inaccesibilidad de la parte de la Reserva Ecológica, constituida de grietas y pedregal.

La relación entre la riqueza rarefaccionada y el tamaño de los parques fue positiva y significativa en 2010 y 2011, lo que confirma en parte la primera hipótesis con la teoría de biogeografía de islas: parques con áreas mayores pueden incluir un mayor número de especies, sobre todo cuando una zona natural cercana sirve de “fuente” de especies. Desde los estudios de Davis y Glick (1978) se considera a los parques urbanos como hábitats insulares: aislados entre sí y relativamente cerca de un “reservorio” natural de especies. Este patrón ha sido reportado en otras zonas urbanas del mundo (Park y Lee 2000, Fernandez-Juricic 2001, Crooks *et al.* 2004, Oliver *et al.* 2011).

La relación área-número de especies fue más estrecha al incluir dos zonas

naturales, debido a que las áreas boscosas intactas, de mayor tamaño, incluyen una mayor riqueza avifaunística que incluyen especies difíciles de encontrar en parques urbanos pequeños (Keller y Yanner 2007).

En contraparte, Laurance (2008) pone en duda la aplicación de la teoría de biogeografía a ambientes que sufren una fragmentación de origen antrópica, debido a factores como la “matriz” (o tipo de hábitat que rodea los parches estudiados), el efecto de borde, la diversidad de la vegetación entre fragmentos, y su conectividad. Este último factor ha sido estudiado por Rudd *et al.* 2002, quienes concluyeron que, para mejorar la conectividad de la mitad de los sitios estudiados, se requiere un número de conexiones tan grande que la infraestructura urbana no lo permitiría. La mancha urbana misma impide que se planten muchos árboles por la escases de espacio disponible, en el dado caso que la prioridad va para la construcción de infraestructuras, edificios y vías. Además, en los parques intervienen otras perturbaciones antropogénicas como son el número de habitantes y las áreas internas construidas. Es cierto también que las aves son transitorias y los patrones de riqueza pueden variar a lo largo del año. Además la tasa de recambio de especies es más alto en parches pequeños (Diamond *et al.* 1976). Sin embargo es de llamar la atención que se haya encontrado una relación significativa entre área y riqueza en trabajos como los mencionados anteriormente.

Los resultados de este estudio, también apoyaron la teoría propuesta por MacArthur y Wilson (1967) y demuestran que el área *per se* puede en parte explicar la riqueza de especies en parques urbanos y apoyan a otros autores que



han sugerido que los patrones en la estructura de las comunidades en áreas urbanas siguen una dinámica similar a la de zonas naturales (Niemelä 1999).

Se debe tomar en cuenta que nuestros análisis compararon una riqueza rarefaccionada con el área, aportando más robustez a los resultados. Sin esta consideración, el número de especies podría sobre o sub estimarse en fragmentos de tamaños diferentes (Gotelly y Colwell 2001).

Además del área, es claro que factores antrópicos como el número de visitantes pueden afectar la estructura de las comunidades de las aves migratorias. La densidad de personas que visitan los parques ejerció una presión negativa sobre la riqueza en 2010. Esto lo han encontrado otros autores en parques de ciudades europeas (Fernández-Juricic 2000a). Aunque la relación no fue significativa para los otros dos años, medir el número de visitantes de forma estandarizada entre años es difícil ya que factores como el clima, grupos que acuden en ciertas semanas y actividad dentro del parque pueden variar temporalmente.

Considerando la posible influencia del número de visitantes así como la relación riqueza-área, parques como la Tercera Sección de Chapultepec podrían ser adecuados para la avifauna de migratorias y otras especies residentes que evitan áreas urbanas, tal como sugiere Fernández-Juricic (2000b). Además de su tamaño, este parque es poco visitado debido a su topografía de difícil acceso y a que esto mismo ha permitido la conservación de una vegetación de sotobosque densa. La densidad y complejidad de la vegetación son dos aspectos que influyen en la riqueza de especies y en este trabajo la riqueza rarefaccionada de especies

migratorias aumentó con la diversidad de estratos en 2009 y con la cobertura de los árboles en 2010, por eso no podemos rechazar la hipótesis 1. En este sentido, la estructura de la vegetación tuvo una mayor influencia sobre la riqueza que otros parámetros como el número de especies de árboles tal como lo han encontrado otros autores (Marzluff y Rodewald 2008, Müller *et al.* 2010).

### **Abundancia**

Si bien la riqueza se relacionó con el tamaño de los sitios, las abundancias relativas siguieron un patrón muy distinto. Solamente se encontró una relación positiva entre la abundancia total y el área de los parques en 2010. Al contrario de lo que se predecía en la primera hipótesis, en ninguno de los tres años se obtuvo una relación negativa entre el número de individuos de aves migratorias y con la distancia a las áreas naturales más cercanas (al contrario de lo que sucede las aves urbanófilas). Estos resultados son contrarios a lo encontrado por Chace y Walsh (2006), Van Heezik *et al.* (2008), y Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors (2009) quienes encontraron menos especies migratorias en parques alejados a zonas naturales. Por otra parte ciertos parques relativamente cercanos, como el Naucalli, el Jardín Botánico el Pedregal y los Remedios presentaron un número elevado de individuos de distintas especies. Este patrón podría explicarse por la ubicación misma de los parques periféricos a la ciudad: funcionan como zona de transición, haciendo la conexión entre bosque y la mancha urbana. Atchinson y Rodewald (2006) encontraron algo similar: la riqueza y la abundancia total en su

estudio fueron mayores en un desarrollo urbano ubicado a solo un kilómetro del área natural más cercana. Un efecto positivo inesperado de la penetración de los asentamientos humanos de impacto moderado como residencias dentro de zonas preservadas es que aumentan la temperatura atmosférica y en invierno probablemente benefician la sobrevivencia de las aves migratorias (Botkin y Beveridge 1997, Atchinson y Rodewald 2006). Por otro lado, las zonas urbanas no necesariamente son tan hostiles a la presencia de especies migratorias ya que se ha encontrado que pasan un tiempo superior a lo esperado en áreas verdes urbanas dentro de sus etapas de migración (Seewagen *et al.* 2010). Esos resultados soportan estudios enseñando que las especies migratorias insectívoras son más abundantes en áreas con una gran complejidad estructural de plantas (Holmes *et al.* 1979, Holmes y Robinson 1981, Strong 2000, Corcuera y Zavala-Hurtado 2006, Carbó-Ramírez y Zuria 2011).

### **Diversidad**

La segunda hipótesis predice una mayor dominancia en parques más urbanizados debido a abundancias relativas elevadas de pocas especies, como los tordos, zanates o palomas. En contraparte, se esperaría una disminución en la diversidad de especies migratorias en áreas muy deterioradas por la presencia humana (Fernández-Juricic 2003, Devictor *et al.* 2008). Sin embargo, los resultados del presente estudio indican que la dominancia fue mayor en parques poco urbanizados, que es contrario a lo esperado. Este resultado solamente fue cierto

para el primer año de los censos y se explica por la abundancia de una especie, *Setophaga coronata* que, aunque no es rara en parques urbanizados, ocurre más en áreas cercanas a los bosques naturales. De igual forma, se hubiera esperado que la dominancia disminuyera (y la diversidad aumentara) en parques con una mayor estratificación del follaje o con la complejidad del hábitat, tal como se ha encontrado en otros estudios (MacArthur *et al.* 1962, Donnelly y Marzluff 2004, Díaz 2006, González Oreja *et al.* 2012). Ellos encontraron una relación directa entre la complejidad de la estratificación y la diversidad de aves o con la heterogeneidad del hábitat. En este estudio se encontró una relación positiva y por lo tanto contra-intuitiva entre la dominancia de aves insectívoras migratorias y la diversidad de estratos foliares en 2009 y 2011. Sin embargo, en los estudios mencionados se incluyó a toda la comunidad (incluyendo las especies residentes). En este caso, muchos individuos de una especie representativa de áreas naturales (i.e. *S. coronata* exclusivamente), fueron muy abundantes en los parques con mayor complejidad estructural.

### **Análisis multivariados**

La distribución de las aves insectívoras migratorias estuvo relacionada con el área y la distancia de los parques a las áreas naturales así como a la cobertura de cipreses (2009 y 2010) y de árboles latifoliados (2011).

Al incluir todas las especies presentes, las residentes urbanófilas como *Quiscalus mexicanus*, *Columbina inca*, *Columbia livia* y *Pipilo fuscus* fueron

omnipresentes en los parques del centro de la ciudad para los tres censos. Estas especies son gregarias (con excepción de *P. fuscus*), tolerantes, oportunistas y omnívoras (Canterbury *et al.* 2000, Crooks *et al.* 2004, Piper y Catterral 2006). En este sentido, el fenómeno de urbanización lleva a filtrar las especies en función de sus rasgos biológicos (Crocì *et al.* 2008).

En contra de lo propuesto por McKinney (2002) y volviendo a la segunda hipótesis, no hubo una segregación espacial entre especies migratorias y residentes. Esto es, la presencia de las aves residentes en temporada de invierno no parece determinar la composición y distribución de las especies migratorias (McKinney 2002). Por ejemplo el mosquero *Empidonax minimus* fue abundante en parques grandes y distantes de la zona natural (2010 y 2011), igual que *Mniotilta varia* en 2011. Eso sugiere que algunas especies migratorias mostraron cierta adaptación al ámbito urbano. Kark *et al.* (2007), Shwartz *et al.* (2008) definieron a las especies residentes no nativas como “urban adapters” dependiendo de su dieta, su modo de vida y estatus migratorio. Sin embargo, especies migratorias que son comunes en todos los sitios (Tabla 3), incluyendo los más alejados a las zonas naturales, podrían ser consideradas parte de esta categoría. Es importante mencionar que se observaron especies migratorias permaneciendo en los sitios de la ciudad durante la época de lluvias. Tal es el caso de *Setophaga coronata* (*observación personal*) y un estudio riguroso de la ecología de estas poblaciones sedentarias permitiría sacar a la luz una información valiosa sobre su adaptación al ambiente urbano.

La cobertura de los cipreses contribuyó a explicar la distribución de algunas aves migratorias tales como *Mniotilta varia*, *Cardellina pusilla*, *Oreothlypis celata*, *Oreothlypis ruficapilla*, *Geothlypis tolmiei*, *Setophaga nigrescens*, *Setophaga townsendi* y *Polioptila caerulea* en los primeros dos años de los conteos. Esos pequeños chipes usaron al ciprés, una de las especies nativas del Valle de México, para buscar alimento. Además, existen varios estudios que han demostrado la importancia de especies nativas como ésta para el uso del hábitat de las aves tanto residentes como migratorias en fragmentos arbolados urbanizados (Gavareski 1976, Fernández-Juricic 2001, Marzluff y Ewing 2001, McKinney 2006, Shwartz *et al.* 2008). Los análisis multivariados confirmaron este patrón.

En el último censo, la cobertura de las especies de hojas latifoliadas explicó en parte la distribución de las especies migratorias *Setophaga occidentalis*, *Geothlypis tolmiei*, *Oreothlypis celata* y *Oreothlypis ruficapilla*. Esto puede haberse debido a que, contrario a años anteriores, este censo correspondió al momento en el que el fresno (*Fraxinus uhdei*) y el álamo (*Populus spp.*), los árboles caducifolios más abundantes de la Ciudad de México, presentaron hojas nuevas (febrero-marzo, *observación personal*). El follaje nuevo atrae insectos herbívoros, incluyendo aquellos que se alimentan de savia (homópteros principalmente) y por consecuencia, nuevos sitios de forrajeo para las aves.

Las aves insectívoras de follaje han sido categorizadas como especies que evitan ambientes urbanos (en inglés “urban avoiders”) y suelen ser raras en parques pequeños y/o parques céntricos en ciudades grandes (McKinney 2006).

Sin embargo, *Setofaga coronata*, *Oreothlypis celata*, *Oreothlypis ruficapilla*, *Cardellina pusilla*, *Polioptila caerulea*, *Regulus calendula*, y *Empidonax minimus* se encontraron en los 14 parques. Lamentablemente, poco se sabe sobre la selección y uso de hábitat y el comportamiento alimentario de estos parulidae en zonas urbanas. Es por eso que estudios complementarios son necesarios para entender sus preferencias de hábitat en estas comunidades. Al contrario de muchas especies silvestres locales que fueron desplazadas por la urbanización, estas especies neárticas parecen ser buenas candidatas para adaptarse a la perturbación antrópica ya que exhiben una gran tolerancia ante la presencia humana (González-Oreja 2011). Así, la hipótesis 2 debería ser retomada, considerando los factores evolutivos que permiten a las aves migratorias volverse urbanófilas.

### **Forrajeo y artrópodos**

Varios autores han encontrado una correlación significativa entre la abundancia de aves insectívoras y de artrópodos (Robinson y Holmes 1982, Raley y Anderson 1990, Johnson y Sherry 2001, Kilgo 2005). El presente estudio confirma parcialmente este patrón: los eucaliptos presentaron el mayor número total de artrópodos, y fueron los árboles más buscados en seis de los siete parques en donde se incluyó esta especie para los muestreos de 2009 y 2010. Por otro lado, solamente la abundancia del gremio de los pizcadores/revoloteadores estuvo relacionada positivamente con la cobertura de los eucaliptos. Además, en las

ordenaciones no se encontraron especies de insectívoras asociadas a estos árboles. Esto sugiere que las aves escogen parches de vegetación con base en ciertas características del hábitat que son independientes a las especies preferidas para buscar alimento. Estas diferencias a nivel de uso del sitio de forrajeo pueden explicarse a nivel evolutivo: existen factores “últimos” como la fisionomía general del espacio y los factores “próximos”, determinados genéticamente, que dictan el tipo de forrajeo que pueda usar una especie de ave (Hutto 1985).

En 2010, las preferencias alimenticias se relacionaron con las abundancias de himenópteros que fueron particularmente abundantes en *Eucalyptus spp.* debido a que una avispa: *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae) ha colonizado a estos árboles como resultado del control biológico contra la conchuela del eucalipto *Glycaspis brimblecombei* (Homoptera) (Plascencia-González *et al.* 2004). La relación significativa entre los índices de preferencia vegetal de las aves insectívoras y la abundancia de hemípteros (2010), homópteros y hemípteros (2011) sugiere que las aves buscaron a ciertas especies como el eucalipto, en relación con la cantidad de presas como *G. brimblecombei*, el áfido que se ha convertido en plaga en los últimos años y de su hemíptero controlador (Gudiño-González *et al.* 2005).

Aunque *Grevillea robusta* se eliminó del análisis debido a que las aves buscaban el néctar de las inflorescencias y no a presas potenciales, esta especie fue buscada por los insectívoros. Las flores de esta especie introducida son llamativas y pueden ser clave para la selección de los sitios de forrajeo debido a las grandes cantidades de néctar que producen (McGrath *et al.* 2008).



Otros géneros preferidos fueron *Fraxinus*, *Buddleja*, *Liquidambar*, *Jacaranda*, *Cupressus* y *Taxodium*. Entonces la hipótesis 3 que predice que las aves no forrajean en los árboles aleatoriamente no puede ser rechazada. Estas especies presentan un follaje muy diferente y por lo tanto las presas disponibles en estas especies también explicaron los valores de IPV considerando que estos valores presentaron relaciones significativas con ciertos grupos de artrópodos. Durante los avistamientos, algunas especies optaron por diferentes técnicas de forrajeo, como el género *Setophaga* y sobre todo los mosqueros aéreos del género *Empidonax*. Unno (2002) encontró que las especies con un espectro amplio de técnicas de forrajeo respondieron de manera más flexible a la distribución espacial de las presas que aquellas con tácticas de forrajeo especializadas, como las que atrapan insectos en el aire (i.e. “flycatchers”, o mosqueros) (Holmes y Schultz 1988, Unno 2002). Esto se puede apreciar en la Tabla 9: *Regulus calendula* (rc), *Oreothlypis celata* (vc) y *Oreothlypis ruficapilla* (vr) pertenecen al grupo de tácticas mixtas y tuvieron preferencia para más especies arbóreas que otros gremios estrictos. Esas sutiles diferencias se pueden explicar por la versatilidad del forrajeo a nivel de especie (Mac Nally 1994).

Durante la época de migración, el alimento disponible resultó ser entonces un factor decisivo en el establecimiento de las aves (Moore y Yong 2005). Sin embargo, la disponibilidad no necesariamente está representada por la abundancia de presa (Johnson 2000). La actividad de los artrópodos puede hacerlos más o menos conspicuos, igual que su morfología y comportamiento

(Raley y Anderson 1990) así como su distribución espacial (Johnson y Sherry 2001). Greenberg y Gradwohl (1980) ofrecieron la teoría que es por razones fisiológicas que los artrópodos escogen el envés de las hojas (control de temperatura y humedad) más que para evitar ser depredados. Por otro lado, la arquitectura del follaje puede modificar el uso de la vegetación por las aves (Holmes y Robinson 1981, Whelan 2001) y afectar al mismo tiempo el éxito en la captura de presas (Robinson y Holmes 1984).

Además del alimento, otro factor que dicta parcialmente las preferencias de forrajeo fue la arquitectura de la vegetación. Los análisis demostraron que a nivel macroestructural, los índices de preferencia alimentaria tuvieron una relación con los componentes arquitectónicos de las especies vegetales presentes en los parques urbanos (Greenberg y Gradwohl 1980, Robinson y Holmes 1982). Whelan (2001) determinó también, y de manera experimental, que la búsqueda de alimento para las aves insectívoras está directamente vinculada con la disposición y densidad del follaje, más que por la cantidad de recurso. Por otra parte, el ACC entre los IPV con la microestructura del follaje no demostró una relación significativa pero por lo menos una tendencia que los insectívoros prefieran buscar alimento en función del área foliar. Esto puede ser debido al número pequeño de especies arbóreas incluidas en el análisis (7). A futuro se necesitaría ampliar los muestreos y las observaciones de forrajeo para sacar a la luz una verdadera relación entre características microestructurales de los árboles y los IPV. Dentro de las especies más representadas en los sitios del estudio, resaltan dos caducifolios: los álamos (*Populus spp.*) y el fresno (*Fraxinus uhdei*). Estas

especies influyeron sobre la cantidad de recurso, ya que la fenología de sus hojas cambia de manera estacional, así como su ausencia parcial de follaje en invierno, y podrían dictar la selección de los árboles por las aves en cuanto a la cantidad de presa disponibles (Rodewald y Brittingam 2007).

A raíz de estos dos hallazgos en cuanto a la preferencia con base en el alimento o a la arquitectura (cuarta hipótesis) los resultados son ambiguos ya que es difícil analizar los dos aspectos por separado.

### **Pautas conductuales**

La clasificación de los parques respecto a las distintas conductas de las aves migratorias reveló tres grupos. Lo destacable de esa agrupación fue que el grupo 3 reunió parques conformados por fragmentos de vegetación grandes, con presencia de flora nativa y sotobosque abundantes: el Bosque de Tlalpan, el Parque Ciudad de México y la Tercera Sección de Chapultepec. El Grupo 1 reunió sitios que presentan un alto grado de urbanización. Aunque se esperaba que el Jardín Botánico del Pedregal, debería haberse agrupado en el Grupo 3 por ser parte de un área mayor, y estar rodeado de vegetación nativa presenta áreas extensas que son podadas. Además la vegetación dentro del parque es distinta a las áreas que lo rodean, e incluye zonas amplias de pasto, caminos y senderos además de un gran número de visitantes, igual que los Viveros de Coyoacán. El parque Lira (Grupo 2) fue un caso inesperado ya que presentó una alta diversidad avifaunística y una riqueza proporcionalmente elevada comparada con su

pequeña superficie. Eso pudiera deberse a la gran diversidad de la vegetación y por el hecho que existen áreas verdes extensas cercanas (representadas por la parte mejor conservada de la primera sección de Chapultepec, así como camellones y jardines de las casas de esa parte de la Ciudad).

El análisis discriminante indicó que en los parques urbanizados (Grupo 1) la principal actividad fue el acicalamiento, perchado y la búsqueda de alimento en el follaje. Lo podemos asociar con la presencia de los eucaliptos y su plaga asociada (*Glycaspis brimblecombei*), suministrando un recurso importante para la comunidad, como es el caso del Pedregal, el parque Hundido y el Tezozomoc. El parque Lira incluye plantas de distintos tamaños, aumentando la complejidad estructural vertical, sobre todo con arbustos y plantas bajas que ofrecen refugios y zonas de forrajeo suplementario. Eso podría explicar la asociación con la búsqueda de alimento en el suelo. Cuenta también con una gran riqueza específica de plantas con diversas formas de crecimiento. La presencia de muchas fuentes, y el riego casi permanente, hacen que este lugar sea un hábitat favorable para muchas aves que pudo haber favorecido el descanso, “percheo” y búsqueda de alimento que fueron las pautas que estuvieron asociadas a este sitio. En el Grupo 3, durante la época de migración, destaca la variedad y abundancia de plantas con flores, lo que atrae a muchos polinizadores que a su vez son presa potencial de las aves. La búsqueda en el suelo también estuvo asociada con este grupo. Esto refleja dos cosas: las especies de aves rascadoras son más numerosas en estos parques y la presencia de un estrato rasante/arbustivo puede servir de protección contra los depredadores y es fuente de alimento. En estos

sitios, los individuos tendieron a defender su territorio, principalmente ahuyentando a otras especies, rechazando la quinta hipótesis de conductas más agresivas en parques urbanos. Esta competencia interespecífica está vinculada directamente con el alimento. Al llegar a sus sitios de reposo invernal, las aves migratorias entran en competencia por los hábitats de calidad (Hutto 1980, Moore y Yong 1991, Sherry y Holmes 1996, Jedlicka *et al.* 2006). Hay evidencias que la cantidad de presas disponibles aumenta desde zonas conservadas hacia el centro de la ciudad aunque de calidad energética menor (Shochat *et al.* 2010). En este caso, un recurso escaso favorece una competencia intensa en zonas naturales (Anderies *et al.* 2007).

El estudio comparativo de los distintos comportamientos de las aves migratorias insectívoras entre distintos hábitats como: zonas naturales, urbanas y de perturbación intermedia, es escaso (Hodgson *et al.* 2006), si no es que inexistente en zonas neotropicales. Por lo tanto, la densidad de visitantes pudo tener un impacto sobre las conductas (Fernández-Juricic *et al.* 2001, Fernández-Juricic y Schroeder 2003, Blumstein *et al.* 2005).

## **Conclusiones**

La urbanización es la principal causa de la desaparición de las aves paseriformes, debido a la destrucción del hábitat (Yeoman y Mac Nally 2005) y las áreas verdes en las ciudades pueden ser invaluable para para revertir esta tendencia (Carbó-Ramírez y Zuria 2011). Este estudio confirma que la distribución de las especies

de aves no fue aleatoria en los parques urbanos. En general, las aves evasoras de la urbanización fueron más abundantes en las áreas más conservadas, mientras que las especies urbanófilas fueron más comunes en el centro de los parques urbanos. Por otro lado, la composición está influenciada por diversas variables ambientales que cambian la calidad del hábitat entre parques (Fernández-Juricic 2000b, Huste *et al.* 2006).

La composición y la estructura de las plantas en los parques suele ser muy diferente de la vegetación original. El Valle de México estuvo representado por extensos bosques de pino-encino y riberas cubiertas por el sauce o ahuejote (Rzedowski 1979). Hoy en día, la sustitución de árboles nativos para las plantaciones de eucaliptos en América del Norte y México, por ejemplo, puede tener consecuencias negativas para las especies silvestres, ya que evitan estos hábitats artificiales (Borgmann y Rodewald 2004, Zurita *et al.* 2006), que se ven favorecidos por las aves urbanófilas (Shwartz *et al.* 2008). Sin embargo, estudios recientes han encontrado que la riqueza de varios grupos faunísticos, incluyendo aves, es equivalente en bosques de especies nativas en comparación con plantaciones cercanas de eucaliptos (Sax *et al.* 2005). Nuestros resultados parecen avalar, al menos en parte, esos resultados ya que algunos parques extensos, como la tercera sección de Chapultepec, en donde los eucaliptos son la especie dominante, tuvieron una alta riqueza.

La presencia de un sotobosque variado también podría ayudar a mantener las condiciones de hábitat favorables, ya que crea una gran variedad de microhábitats (Fernández-Juricic 2001, White *et al.* 2005, Mc Kinney 2006, Palmer

*et al.* 2008, Schwartz *et al.* 2008). La distancia a los bosques naturales tuvo un impacto significativo en tanto para las especies residentes como migratorias. En este sentido, la fragmentación puede ser reducida si los administradores urbanos incrementaran la conectividad entre parches (Fernández-Juricic 2000a, Morimoto *et al.* 2005).

La selección del hábitat en ámbitos urbanos responde a complejos procesos ambientales igual que en zonas silvestres, que incluyen la competencia interespecífica y la disponibilidad de alimentos (Hutto 1985a, Parrish 1995). El primer aspecto incluye conductas que aún han sido poco estudiadas y comparadas entre zonas boscosas y urbanas, pero que resulta ser indispensable para poder hacer propuestas de reforestación adecuadas (Blumstein y Fernández-Juricic 2004). Por otro lado, Whelan (2001) ha comprobado experimentalmente que la disposición de las hojas y la abundancia de artrópodos son fuertes factores intrínsecos de la selección de microhábitat de los gremios de aves silvestres.

En este sentido, en este estudio se observó que la cantidad de artrópodos y la distribución espacial del follaje afectan las preferencias de las aves por buscar alimento. La composición florística de un sitio, por lo tanto, seguramente influirá considerablemente sobre las oportunidades de forrajeo para las aves insectívoras (Robinson y Holmes 1984). Sin embargo, los resultados del presente estudio sugieren que la disponibilidad de presas alimento está en función de (i) el tipo y abundancia de presas presentes, (ii) la estructura y características de los árboles, lo que influye la disponibilidad y accesibilidad de animales, y (iii) las habilidades de

comportamiento y la morfología de cada especie de aves para percibir y capturar esas presas.

Estos aspectos deben investigarse más a fondo y un detallado análisis de los factores extrínsecos e intrínsecos se debe de realizar con el fin de sugerir nuevas formas de mejorar la diversidad de especies de aves en las grandes ciudades del neotrópico.

Para la conservación de las aves migratorias en los parques urbanos, se recomienda con base en este estudio y los autores citados las siguientes acciones: entender como se distribuyen las especies urbanófilas y limitar su expansión en las áreas verdes urbanas; diversificar los estratos de vegetación, plantando arbustos y árboles pequeños; privilegiar especies arbóreas nativas a las exóticas ; diseñar los parques para respetar lugares donde no pasan los visitantes y así proporcionar zonas de descanso a las aves transitorias; ofrecer sitios para buscar alimento escogiendo las especies de plantas que prefieren las aves migratorias y promover la investigación científica para obtener datos robustos sobre el uso del hábitat urbano por las aves insectívoras de follaje.



## Referencias

- Anderies, J. M., M. Katti, y E. Schochat. 2007. Living in the city: Resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology* 247(1): 36–49.
- Araujo, M. B. 1995. The effect of *Eucalyptus globulus* Labill. plantations on biodiversity: A case study in Serra Portel (South Portugal). University College. London.
- Atchinson, K. A., y A. D. Rodewald. 2006. The Value of urban forests to wintering birds. *Natural Areas Journal* 26(3): 280–288.
- Bergen, K. M., A. M. Gilboy, y D. G. Brown. 2007. Multi-dimensional vegetation structure in modelling avian habitat. *Ecological Informatics* 2(1): 9–22.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2): 506–519.
- Blumstein, D. T., y E. Fernández-Juricic. 2004. The emergence of conservation behavior. *Conservation Biology* 18(5): 1175–1177.
- Blumstein, D. T., E. Fernández-Juricic, P. A. Zollner, y S. Garity. 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology* 42(5): 943–953.
- Boecklen, W. J., y J. Nosedal. 1991. Are species trajectories bounded or not? *Journal of Biogeography* 18(6): 647–652.

- Bolger, D. T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison, y T. J. case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in Southern California: Area, age, and edge effects. *Ecological Applications* 10(4): 1230–1248.
- Borgmann, K. L., y A. D. Rodewald. 2004. Nest predation in an urbanizing landscape: The role of exotic shrubs. *Ecological Applications* 14(6): 1757–1765.
- Botkin, D. B., y C. E. Beveridge. 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems* 1(1): 3–19.
- Brawn, J. D., S. K. Robinson y F. R. Thompson III. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 251–276.
- Canterbury, G. E., T. E. Martin, D. R. Petit, L. J. Petit, y D. F. Bradford. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14(2): 544–558.
- Carbó-Ramírez, P., e I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100(3): 213–222.
- Chace, J. F., y J. J. Walsh. 2004. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74(1): 46–69.
- Charre, G. M. 2009. Relación entre la abundancia de artrópodos y la preferencia de forrajeo de aves insectívoras en algunas especies de árboles de parques de la ciudad de México. *Sociedad Mexicana de Entomología* 8: 367–371.

- Clergeau, P., C. Croci, J. Jokimäki, M-L. Kaisanlathi-Jokimäki, y M. Dinetti. 2006. Avifauna homogenization by urbanization: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127(3): 336–344.
- Cody, M. L. 1981. Habitat selection in birds: The roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31(2): 107–113.
- Colwell, R.K., 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. URL <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Corcuera, P., y J. A. Zavala-Hurtado. 2006. The influence of vegetation on bird distribution in dry forests and oak woodlands of Western Mexico. *Revista de Biología Tropical* 54(2): 657–672.
- Croci, S. A. Butet, y P. Clergeau. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 110(2): 223–240.
- Crooks, K. R., A. V. Suarez, y D. T. Bolger. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115(3): 451–462.
- Cueto, V. R., y J. Lopez De Casenave. 2002. Foraging behavior and microhábitat use of birds inhabiting coastal woodlands in Eastcentral Argentina. *The Wilson Bulletin* 114(3): 342–348.
- Daniels, G. D., y J. B. Kirkpatrick. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 133(3): 326–335.

- Davis, A. M., y T. F. Glick. 1978. Urban ecosystems and island biogeography. *Environmental Conservation* 5(4): 299–304.
- Devictor, V., R. Julliard, J. Clavel, F. Jiguet, A. Lee, y D. Couvet. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17(2): 252–261.
- Diamond, J. M., J. Terborgh, R. F. Whitcomb, J. F. Lynch, P. A. Opler, C. S. Robbins, D. S. Simberloff, y L. G. Abele. 1976. Island biogeography and conservation: Strategy and limitation. *Science* 193(4257): 1027–1032.
- Díaz, L. 2006. Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management* 223(1–3): 54–65.
- Dickman, C. R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrates' species richness in an urban environment. *The Journal of Applied Ecology* 24(2): 337–351.
- Donnelly, R., y J. M. Marzluff. 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology* 18(3): 733–745.
- Engels, T. M. , y C. W. Sexton. 1994. Negative correlation of Blue Jays and Golden-cheeked Warblers near an urbanizing area. *Conservation Biology* 8(1): 286–290.
- Faeth, S. H., P. S. Warren, E. Shochat, y W. A. Marussich. 2005. Trophic dynamics in urban communities. *Bioscience* 55(5): 399–407.

- Fernández-Juricic, E. 2000a. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14(2): 513–521.
- Fernández-Juricic, E. 2000b. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15(4): 373–383.
- Fernández-Juricic, E. 2000c. Forest fragmentation affects winter flock formation of an insectivorous guild. *Ardea* 88(2): 235–241.
- Fernández-Juricic, E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* 10(8): 1303–1316.
- Fernández-Juricic, E., M. D. Jimenez, y E. Lucas. 2001. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environmental Conservation* 28(3): 263–269.
- Fernández-Juricic, E. 2003. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban fragmented landscape (Madrid, Spain), implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69(1): 17–32.
- Fernández-Juricic, E., y N. Schroeder. 2003. Do variation in scanning behaviour affect tolerance to human disturbance? *Applied Animal Behaviour Science* 84(3): 219–234.
- Ferreira Develey, P., y C. A. Peres. 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of Southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16(1): 33–53.

- Franzreb, K. E. 1983. A comparison of avian foraging behavior in unlogged and logged mixed-coniferous forest. *The Wilson Bulletin* 95(1): 60–76.
- Gabbe, A. P., S. C., Robinson, y J. D. Brawn. 2001. Tree-species preferences of foraging insectivorous birds: Implications for floodplain forest restoration. *Conservation Biology* 16(2): 462–470.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Gavareski, C. A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *The Condor* 78(3): 375–382.
- González Oreja J. A., A. A. de la Fuente Díaz Ordaz, L. Hernández Santín, D. Buzo Franco, C. Bonache Regidor. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33(1): 31–45.
- González-Oreja, J. A. 2011. Birds of different biogeographic origins respond in contrasting ways to urbanization. *Biological Conservation* 144(1): 234–242.
- González-Oreja, J. A., A. L. Barillas Gómez, C. Bonache Regidor, D. Buzo Franco, J. García Guzmán, y L. Hernández Santín. 2012. Does habitat heterogeneity affect bird community structure in urban parks? A case study in the City of Puebla (México). *New Directions in Urban Bird Biology & Conservation*. P. Warren & C. A. Lepczyk (Eds.). *Studies in Avian Biology* 45.

- Google (2010). Foto de satélite del Distrito Federal. Consulta: 15 agosto 2010. <http://earth.google.com>.
- Gotelli, N.J. y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters*. 4: 379-379.
- Greenberg, R., y J. Gradwohl. 1980. Leaf surface specialization of birds and arthropods in a Panamian forest. *Oecologia* 46(1): 115–124.
- Gudiño-González, J. L., A. D. Camacho, J. L. Gudiño-Maussán, y S. Vásquez-Correa. 2005. Monitoreo del Psílido del eucalipto en la zona metropolitana de la Ciudad de México. *Entomología Mexicana* 4: 712–715.
- Gunnarson, B., E. Heyman, y T. Vowles. 2009. Bird predation effects on bush canopy arthropods in suburban forests. *Forest Ecology and Management* 257(2): 619–627.
- Hino, T., A. Unno, y S. Nakano. 2002. Prey distribution and foraging preference for tits. *Ornithological Science* 1(1): 81–87.
- Hintze, J. 2004. NCSS and PASS. Number cruncher statistical systems. Kaysville, Utah, USA. [www.NCSS.com](http://www.NCSS.com)
- Hodgson, P., K. French, y R. E. Major. 2006. Comparison of foraging behaviour of small, urban-sensitive insectivores in continuous woodland and woodland remnants in a suburban landscape. *Wildlife Research* 33(7): 591–603.

- Holmes, R. T., R. E. Bonney Jr., y S. W. Pacala. 1979. Guild structure of the Hubbard Brook bird community: a multivariate approach. *Ecology* 60(3): 512–520.
- Holmes, R. T., y S. K. Robinson. 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a Northern hardwoods forest. *Oecologia* 48(1): 31–35.
- Holmes, R. T., y J. C. Schultz. 1988. Food availability for forest birds: Effects of prey distribution and abundance on bird foraging. *Canadian Journal of Zoology* 66(3): 720–728.
- Hostetler, M., y K. Knowles-Yanes. 2002. Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. *Landscape and Urban Planning* 62(2): 55–68.
- Hostetler, M., S. Duncan, y J. Paul. 2005. Post-construction effects of an urban development on migrating, resident, and wintering birds. *Southeastern Naturalist* 4(3): 421–434.
- Hurlbert, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52(4): 577–586.
- Huste, A., S. Selmi, y T. Boulinier. 2006. Bird community in suburban patches near Paris: Determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13(2): 249–257.
- Hutto, R. L. 1980. Winter habitat distribution of migratory land birds in Western Mexico, with special reference to small, foliage-gleaning insectivores. Pp. 181–203 in A. Keast and E. S. Morton (eds.) *Migrant birds*



in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution and Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.

- Hutto, R. L. 1981 Seasonal variation in the foraging behavior of some migratory Western Wood Warblers. *The Auk* 98(4): 765–777.
- Hutto, R. L. 1985a. Habitat selection by nonbreeding, migratory, land birds. *Habitat selection in birds*. Academic Press.
- Hutto, R. L. 1985b. Seasonal changes in the habitat distribution of transient insectivorous birds in Southeastern Arizona: Competition mediated? *The Auk* 102: 120–132.
- Hutto, R. L., S. M. Pletschet, y P. Hendricks. 1986. A fixed-radius point method for non breeding and breeding season use. *The Auk* 103: 593–602.
- Hutto, R. L. 1987. A description of mixed-species insectivorous birds in Western Mexico. *The Condor* 89: 282–292.
- Hutto, R. L. 1990. Measuring the availability of food resources. *Studies in Avian Biology* 13: 20–28.
- James, F. C., y S. Rathbun. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *The Auk* 98: 785–800.
- Jedlicka, J. A., R. Greenberg, I. Perfecto, S. M. Philpott, y T. V. Dietsch. 2006. Seasonal shift in the foraging niche of a tropical avian resident: Resource competition at work? *Journal of Tropical Ecology* 22(04): 385–395.

- Johnson, M. D. 2000. Evaluation of an arthropod sampling technique for measuring food availability for forest insectivorous birds. *Journal Field Ornithology* 71(1): 88–109.
- Johnson, M. D. y T. W. Sherry. 2001. Effects of food availability on the distribution of migratory Warblers among habitats in Jamaica. *The Journal of Animal Ecology* 70(4): 546–560.
- Jokimäki, J., J. Suhonen, K. Inki, y S. Jokinen. 1996. Biogeographical comparison of winter bird assemblages in urban environments in Finland. *Journal of Biogeography* 23(3): 379–386.
- Jokimäki, J., y J. Suhonen. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39(4): 253–263.
- Kark, S., A. Iwaniuk, A. Schalimtzek, y E. Banker. 2007. Living in the city: Can anyone become an urban exploiter? *Journal of Biogeography* 34(4): 638–651.
- Katti, M., y P. S. Warren. 2006. Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology and Evolution* 19(3): 109–110.
- Kaufman, K. 2005. *Guía de campo a las aves de Norteamérica*. Houghton Mifflin, New York, New York, USA.
- Keller, G. S., y R. H. Yahner. 2007. Seasonal forest patch-use by birds in fragmented landscapes of South-central Pennsylvania. *The Wilson Ornithological Society* 119(3): 410–418.

- Kilgo, J. C. 2005. Harvest-related edge effects on prey availability and foraging of Hooded Warblers in a bottomland hardwood forest. *The Condor* 107(3): 627–636.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP: A multivariate statistical package for Windows, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, UK.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methods*. 2nd. ed. Benjamin Cumings. 624p.
- Lancaster, R. K., y W. E. Rees. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57(12): 2358–2368.
- Lanfear, K. J. 1990. A fast algorithm for automatically computing Strahler stream order, *Journal of the American Water Resources Association* 26(6): 977–981.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141(7): 1731–1744.
- Lehner, P. H. 1996. *Handbook of ethological methods* (2nd ed.) Cambridge. Cambridge University Press.
- Lim, H. C., y N. S. Sodhi. 2004. Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66(4): 199–215.
- Lyons, J. E. 2005. Habitat-specific foraging of Prothonary Warblers: Deducing habitat quality. *The Condor* 107(1): 41–49.
- MacArthur, R., J. MacArthur, y J. Preer. 1962. On bird species diversity. II. Prediction of bird census from habitat measurements. *The American Naturalist* 96(888): 167–174.

- MacArthur, P. H., y E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Mac Gregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a Western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84(1): 92–98.
- Mac Nally, R. 1994. Habitat-specific guild structure of forest birds in South Eastern Australia: A regional scale perspective. *The Journal of Animal Ecology* 63(4): 988–1001.
- McGrath, I. J., C. van Riper III, y J. J. Fontaine. 2008. Flower power: Tree flowering phenology as a settlement cue for migrating birds. *Journal of Animal Ecology* 78(1): 22–30.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience* 52(10): 883–890.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247–260.
- Martin, T. M., y J. R. Karr. 1986. Patch utilization by migrating birds: Resource oriented? *Ornis Scandinavica* 17(2): 165–174.
- Martin, P. R., y T. E. Martin. 2001. Ecological and fitness consequences of species coexistence: A removal experiment with wood Warblers. *Ecology* 82(1): 129–206.
- Marzluff, J. M., y K. Ewing. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific

recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9(3): 280–292.

- Marzluff, J. M., y A. D. Rodewald. 2008. Conserving biodiversity in urbanizing areas: Nontraditional views from a bird's perspective. *Cities and the Environment* 1(2): article 6, 27 pp.
- Mettke-Hofmann, C., S. Lorentzenà, E. Schlicht, J. Schneider, y F. Werner. 2009. Spatial neophilia and spatial neophobia in resident and migratory Warblers (*Sylvia*). *Ethology* 115(5): 482–492.
- Miller, S. G., R. L. Knight, y C. K. Miller. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8(1): 162–169.
- Mitchell, M. S., S. H. Rutzmoser, T. Bently Wigley, C. Loehle, J. A. Gerwin, P. D. Keyser, R. A. Lancia, R. W. Perry, C. J. Reynolds, R. E. Thill, R. Weih, D. White, y P. Bohall Wood. 2005. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management* 221(1): 155–169.
- Montaña, C., y E. Ezcurra. 1980. Simple instrument for quick measurement of crown projections. *Journal of Forestry* 78(11): 699.
- Moore, F. R. y W. Yong. 1991. Evidence of food-based competition among passerine migrants during stopover. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28(2): 85–90.
- Morimoto, T., K. Katoh, Y. Yamaura, y S. Watanabe. 2005. Can surrounding landcover influence the avifauna in urban/suburban woodlands in Japan? *Landscape and Urban Planning* 75(1): 143–154.

- Müller, J., J. Stadler, y R. Brandl. 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: The role of lidar. *Remote Sensing of Environment* 114(6): 490–495.
- Niemelä, J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3(1): 57–65.
- Oliver, A. J., C. Hong-Wa, J. Devonshire. K. R. Olea, G. F. Rivas, y M. K. Gahl. 2011. Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning* 102(4): 215–225.
- Ortega-Álvarez, R., y I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90(3): 189–195.
- Palmer, G. C., J. A. Fitzsimons, M. J. Antos, y J. G. White. 2008. Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: Implications for conservation planning. *Biological Conservation* 141(9): 2329–2341.
- Park, C-R., y W. S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51(1): 29–36.
- Park, C-R., T. Hino, y H Itô. 2008. Prey distribution, foliage structure, and foraging behaviour of insectivorous birds in two oak species (*Quercus serrata* and *Q. variabilis*). *Ecological Research* 23(6): 1015–1023.
- Parrish, J. D. 1995. Effect of needle architecture on Warbler habitat selection in a coastal spruce forest. *Ecology* 76(6): 1813–1820.

- Partecke, J., I. Schwabl, y E. Gwinner. 2006. Stress and the city: Urbanization and its effects on the stress physiology in European Blackbirds. *Ecology* 87(8): 1945–1952.
- Patricelli, G. L. y J. L. Blickley. 2006. Avian communication in urban noise: Causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk* 123(3): 639–649.
- Peck, K. M. 1989. Tree species preferences shown by foraging birds in forest plantations in Northern England. *Biological Conservation* 48(1): 41–57.
- Pennington, R.D., y J. Sarukhán. 1998. Árboles tropicales de México. UNAM, FCE, México. 498p.
- Peterson, P. T., y E. L. Chalif. 1998. Aves de México. Diana. 298p.
- Piper, S. D., y C. P. Catterall. 2006. Impacts of picnic areas on bird assemblages and nest predation activity within Australian eucalypt forests. *Landscape and Urban Planning* 78(3): 251–262.
- Plascencia-González, A., D. Cibrián-Tovar, C. Llanderal-Cázares, y V. Arriola-Padilla. 2004. Biología del parasitoide *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae). *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 11(1): 11–17.
- Raley, C. M., y S. H. Anderson. 1990. Availability and use of arthropod food resources by Wilson's Warblers and Lincoln's Sparrows in Southeastern Wyoming. *The Condor* 92(1): 141–150.

- Renjifo, L. M. 2001. Effects of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of sub-Andean bird species. *Ecological Applications* 1(1): 14–31.
- Robins, C. S., J. R. Sauer, R. S. Greenberg, y S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86(19): 7658–7662.
- Robinson, S. K., y R. T. Holmes. 1982. Foraging behavior of forest birds: The relationships among search tactics, diet, and habitat structure. *Ecology* 63(6): 1918–1931.
- Robinson, S. K., y R. T. Holmes. 1984. Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. *The Auk* 101: 672–684.
- Rodewald, P. G. y M. C. Brittingham. 2007. Stopover habitat use by spring migrant landbirds: The role of habitat structure, leaf development, and food availability. *The Auk* 124(3): 1063–1074.
- Romesburg, C. H. 1984. *Cluster analysis for researchers*. Belmont, CA: Lifetime Learning Publications.
- Rudd, H., J. Vala, y V. Schaefer. 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy a connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology* 10(2): 368–375.
- Rzedowski, G. C., y J. Rzedowski. 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, D.F., México.



- Sample, B. E., R. J. Cooper, R. D. Greer, y R. C. Whitmore. 1993. Estimation of insect biomass by length and width. *American Midland Naturalist* 129(2): 234–240.
- Sánchez, C. L. E. Beltrán, A. Sierra, R. Garduño, y O. Yañez. 1979. La reforestación en el Distrito Federal. Fin de la primera etapa. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A.C. México. 59p.
- Sandström, U. G., P. Angelstam, y G. Mikusinski. 2005. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77(1): 39–53.
- Sax, D. F., B. P. Kinlan, y K. F. Smith. 2005. A conceptual framework for comparing species assemblages in native and exotic habitats. *Oikos* 108(3): 457–464.
- Seewagen, C. L., E. J. Slayton, y C. G. Guglielmo. 2010. Passerine migrant stopover duration and spatial behaviour at an urban stopover site. *Acta Oecologica* 36(5): 484–492.
- Sherry, T. W., y R. T. Holmes. 1996. Winter habitat quality, population limitation, and conservation of Neotropical-Nearctic migrant birds. *Ecology* 77(1): 36–48.
- Shochat, E., S. Lerman, y E. Fernández-Juricic. 2010. Birds in urban ecosystems: Population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. *Urban Ecosystem Ecology, Agronomy Monograph* 55: 75–86.

- Shwartz, A., S. Shirley, y S. Kark. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape and Urban Planning* 84(4): 219–229.
- Slabbekoorn, H., y E. A. P. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: Implications and application for conservation. *Molecular Ecology* 17(1): 72–83.
- Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: A literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317-333.
- SPSS, Inc. 2006. SPSS for Windows, release 15.0. Statistical Package for Social Sciences Inc., Chicago, Illinois, USA.
- Steele, B. B. 1993. Selection of foraging and nesting sites by Black-throated Blue Warblers: Their relative influence on habitat choice. *The Condor* 95(3): 568–579.
- Stolzenburg, W. 2008. Ecosystems unraveling. *Conservation Magazine* 9: 20–25.
- Strong, A. M. 2000. Divergent foraging strategies of two Neotropical migrant warblers: Implications for winter habitat use. *The Auk* 117(2): 381–392.
- Terborgh, J. 1989. *Where have all the birds gone?* Princeton University Press. 207p.
- Thorington, K. K., y R. Bowman. 2003. Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26(2): 188–196.

- Unno, A. 2002. Tree species preferences of insectivorous birds in a Japanese deciduous forest: The effect of different foraging techniques and seasonal change of food resources. *Ornithological Science* 1(2): 133–142
- Velásquez, R. N. 2000. Estudio de los patrones arquitectónicos de especies arbóreas de bosque húmedo de montaña a través de un gradiente altitudinal. México, 52p.
- Van Heezik, Y., A. Smyth, y R. Mathieu. 2008. Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. *Landscape and Urban Planning* 87(3): 223–232.
- Varona-Graniel, D. E. 2001. Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la ciudad de México. Universidad Nacional Autónoma Metropolitana. México.
- Whelan, C. J. 2001. Foliage structure influences foraging of insectivorous forest birds: An experimental study. *Ecology* 82(1): 219–231.
- White, J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimons, y G. C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: The influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71(2): 123–135.
- Yamaura, Y., S. Ikeno, M. Sano, K. Okabe, y K. Ozaki. 2009. Bird responses to broad-leaved forest patch area in a plantation landscape across seasons. *Biological Conservation* 142(10): 2155–2165.
- Young, L., M. G. Betts, y A. W. Diamond. 2005. Do Blackburnian Warblers select mixed forest? The importance of spatial resolution in defining habitat. *Forest Ecology and Management* 214(1): 358–372.

- Yeoman, F., y R. Mac Nally. 2005. The avifaunas of some fragmented, periurban, coastal, woodlands in South-eastern Australia. *Landscape and Urban Planning* 72(4): 297–312.
- Zurita, G. A., N. Rey, D. M. Varela, M. Villagra, y M. L. Bellocq. 2006. Conversion of the Atlantic forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management* 235(1): 164–173.

**ANEXO 1. Aves capturadas en los parques de México.**



Fotografías: Grégory Michaël Cnarre

**ANEXO 2. Especies de árboles de los parques de México.**



***Taxodium mucronatum***



***Eucalyptus sp.***



***Casuarina equisetifolia***



***Fraxinus uhdei***

## RELATIONSHIP BETWEEN HABITAT TRAITS AND BIRD DIVERSITY AND COMPOSITION IN SELECTED URBAN GREEN AREAS OF MEXICO CITY

Grégory M. Charre<sup>1</sup>, J. Alejandro Zavala Hurtado<sup>2</sup>, Gabriel Néve<sup>3</sup>,  
Alejandro Ponce-Mendoza<sup>4,5</sup>, & Pablo Corcuera<sup>2,6</sup>

<sup>1</sup>Programa del Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana. Departamento de Biología, Laboratorio de Ecología Animal, UAM-Iztapalapa, A.P. 55-535, C.P. 09340, México, D.F., México.

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Departamento de Biología. A.P. 55-535, C.P. 09340, México, D.F., México.

<sup>3</sup>IMEP, case 36, Université de Provence, 3 Place Victor Hugo, 13331 Marseille cedex 3, France.

<sup>4</sup>Departamento el Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco, Calz. del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, C. P. 04960, México, D.F., México.

<sup>5</sup>Centro Nacional de Investigaciones Disciplinarias en Conservación y Mejoramiento de Sistemas Forestales, INIFAP, Av. Progreso num. 5, Barrio Sta. Catarina, Del. Coyoacan, C.P. 04010, Mexico, D.F., México.

<sup>6</sup>Corresponding author. *E-mail*: pcmr@xanum.uam.mx

**Resumen. – Relación entre aspectos del hábitat y la composición y diversidad de aves en áreas verdes selectas de la Ciudad de México.** – Los espacios verdes de las ciudades contrarrestan la pérdida de la diversidad de aves debida a la urbanización, ya que proporcionan alimento, sitios de anidación y protección contra depredadores. Sin embargo, la influencia de la vegetación, el área, y superficies impermeables sobre la distribución de las especies silvestres todavía no es bien conocida y puede variar entre estaciones e incluso de ciudad en ciudad en diferentes partes del mundo. En el presente estudio se estimó la abundancia de aves en 12 parques de la Ciudad de México durante dos temporadas del 2008. Encontramos 96 especies de aves canoras y las agrupamos según sus afinidades urbanas y estado migratorio. El número de especies aumentó con respecto al área en la temporada de reproducción, pero no durante la época migratoria. En contra de lo esperado, la riqueza de aves migratorias aumentó en parques lejanos a las áreas naturales. Además, siete especies de Parulinae invernales fueron comunes en todos los parques, por lo que podrían ser consideradas como suburbanas. Por otra parte, las especies que utilizan recursos urbanos y toleran las condiciones creadas por los seres humanos en las ciudades, fueron más abundantes en los parques con mayor superficie de áreas impermeables y/o situados lejos de las áreas naturales. En ambas estaciones, lo contrario fue cierto para las especies insectívoro-frugívoras, las cuales evitan las zonas urbanas por lo general. Este último grupo además fue más abundante en los parques más grandes. La mayoría de las especies ampliamente distribuidas fueron insectívoro-granívoras del suelo y varias fueron gregarias. Análisis de especies indicadoras seleccionaron 22 especies en invierno y 17 en la temporada de reproducción. La distribución de estas aves estuvo asociada con la distancia a las áreas naturales y superficies impermeables en ambas temporadas, y con la cobertura de árboles micrófilos en la temporada invernal

y la de *Fraxinus udhei* en la época de reproducción. Nuestros resultados pueden ser útiles para estrategias de manejo encaminadas a la conservación de aves canoras en parques urbanos.

**Abstract.** – Green spaces within cities counteract the loss of bird diversity due to urbanization because they provide food, nesting sites, and protection against predators. Nevertheless, the influence of vegetation, area, and impervious surfaces on the distribution of wild species is not well understood and can vary between seasons and even from city to city in different parts of the world. In this study we estimated bird abundances in 12 parks of Mexico City during two seasons in 2008. We found 96 songbirds and grouped them according to their urban affinities and migratory status. The number of species increased in relation to park area in the breeding season, but not during the migratory season. Unexpectedly, migratory bird richness increased in relation to distance from natural woodlands. Furthermore, seven winter transient parulines were common in all parks and could therefore be considered as suburban adaptable. On the other hand, species that use urban resources and tolerate the conditions created by human beings in towns and cities were more abundant in parks with a high impervious cover and/or located far from natural areas. In both seasons, the opposite was true for insectivore-frugivorous species, which generally avoid urban areas. The latter group was more abundant in larger parks as well. Widely distributed species tended to be ground insectivore-granivores and many were gregarious. Indicator value analyses selected 22 species in winter and 17 in the breeding season. The distribution of these birds was associated with distance to natural areas and impervious surfaces cover in both seasons, and with the cover of small-leaved trees in the wintering season and the cover of *Fraxinus udhei* in the breeding season. These results may be useful for future management actions focused on the conservation of songbirds in urban parks. *Accepted 12 September 2013.*

**Key words:** Bird diversity, urban parks, urbanization, vegetation, Mexico.

## INTRODUCTION

Green spaces within cities mitigate the loss of natural habitats and the potential disappearance of species caused by the growth of urban areas (Brawn *et al.* 2001, Fernández-Juricic 2003, Chace & Walsh 2004, Yeoman & McNally 2005, Clergeau *et al.* 2006, McKinney 2006). Recreational parks and other forested areas within cities also help to counteract the biotic homogenization represented by cosmopolitan species, which thrive in many built-up environments (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Renjifo 2001, MacGregor-Fors *et al.* 2010). This is partly explained by vegetation cover which provides nesting sites, increases food availability, and offers protection against predators (cats, dogs and rodents) for many bird species (Park & Lee 2000, Sandström *et al.* 2005). Large parks with high foliage height diversity (*sensu* MacArthur & MacArthur 1961) are particularly valuable to support a large number of species (Park & Lee 2000, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2010,

Zuria 2010, Carbó-Ramírez & Zuria 2011, González-Oreja *et al.* 2012). Moreover, green areas close to natural vegetation can also encourage bird colonization of parks that are more isolated (Savard *et al.* 1999, Hess & Fischer 2001).

In general terms, the degree of urbanization within and around green areas can determine the type of birds found in cities (Blair 1996, Hostetler & Knowles-Yanes 2003). The so-called urban exploiters, capable of using man-made structures and urban resources (Blair 1996), are more abundant in highly urbanized parks. These birds are mainly non-territorial omnivores or insectivore-granivores (Crooks *et al.* 2004, González-Ortega *et al.* 2007, Shwartz *et al.* 2008). Inversely, woodland insectivorous species, which tend to avoid cities, are more common in suburban and better-preserved areas (Clergeau *et al.* 2001, McKinney 2006). Nevertheless, additional information concerning species diversity and distribution, as well as seasonal variations in green areas is necessary to



understand urban bird communities and to recommend strategies for their conservation. With this in mind, we analyzed the possible influence of size, distance to the nearest natural location, and cover of impervious surfaces (proportion of paved roads and constructions within each park), as well as of vegetation structure on the diversity and distribution of the birds found in 12 parks in Mexico City during the breeding and non-breeding seasons. The cover of all trees and shrubs in each site was also estimated, and species were grouped according to foliage type. In addition to regression analyses between variables and community parameters, birds were grouped according to habitat specificity and fidelity in order to explore if foraging strategies, sociability (gregarious/solitary), and main food type differed between habitat specialists and generalists. Finally, indicator value analyses were used to determine which birds were associated with particular parks or groups of parks.

Our results were used to test the following hypotheses: 1. Species richness would be higher in large parks, particularly in those closer to natural habitats. 2. Dominance would be higher in parks with a high percentage of impervious surfaces and in those being most distant from natural areas due to the relatively high abundance of a few opportunistic species. 3. Non-territorial omnivores/granivores would be dominant in parks with a high cover of impervious surfaces farther from natural areas. 4. Woodland insectivores would be mainly present in large parks with a high vegetation cover and closer to natural areas.

## METHODS

*Study area.* Mexico City is located between 19°03'–19°36'N and 98°57'–99°22'W at 2240 m a.s.l. Mean temperature fluctuates between 12.5°C (January) and 20°C (August) (Varona-Graniel 2001). Mean annual precipitations

vary between 700 and 800 mm (Sanchez *et al.* 1979), and there are two well-defined periods: the rainy season from June to September, and the dry season from October to May.

The metropolitan area of Mexico City is approximately 7854 km<sup>2</sup>, with a population of 20,137,152 inhabitants (INEGI 2010). It is one of the largest human concentrations in the world. The city includes 33.1 km<sup>2</sup> of green areas, including parks, gardens, arboreta, ecological reserves, and national parks (Benavides 1992). From these, we selected 12 sites (parks from here on) which included four reserves, one arboretum, one area dedicated to sports, and seven recreational parks: Aragón (Ara), Ciudad Deportiva (Cdd), Cerro de la Estrella (Cer), Primera Sección de Chapultepec (Ch1), Tercera Sección de Chapultepec (Ch3), Parque Hundido (Hun), Jardín Botánico UNAM (Jab), Parque Lira (Lir), Naucalli (Nau), Remedios (Rem), Tezozomoc (Tez), and Viveros de Coyoacán (Viv). The sites differed in area, proximity to natural areas, cover of impervious surfaces, and vegetation structure and composition.

*Habitat characterization.* We used 60 m in diameter circular plots in which we counted the number of tree species and estimated the following variables: 1) cover of all trees and shrubs, 2) total plant cover, 3) total vegetation density, 4) foliage height diversity, 5) cover of *Cupressus* spp., 6) cover of needle shaped-leaved trees, 7) cover of small-leaved trees, 8) cover of broad-leaved trees. In addition, we measured the distance to the nearest natural forested area, park area, and the proportion of the impervious surfaces cover.

Plant cover was estimated with an optical square or periscope marked with two perpendicular axes (Montaña & Ezcurra 1980). The apparatus has three mirrors arranged so that a person looking horizontally can see the objects found above. In each plot we counted the number of foliage contacts with the point

of intersection of the perpendicular lines. This procedure was repeated every meter and a half in two 60 m perpendicular transects (N–S and E–W) within each circular plot. Cover was assessed by the frequency of contacts or presence of vegetation in each point. Foraging preferences of many insectivorous birds strongly depend on vegetation physiognomy (Holmes & Robinson 1981). Therefore, trees were grouped according to their foliage type (small-leaved, broad-leaved, needle-shaped, scale-shaped or cover of *Cupressus* spp.), and the sum of their cover was obtained for each type. The foliage height diversity (*sensu* MacArthur & MacArthur 1961) was estimated with the Shannon-Wiener index using the number of all contacts at 1 m intervals regardless of plant species (Corcuera & Zavala-Hurtado 2006).

The proportion of impervious areas, including roads, pathways, and buildings with respect to the vegetation cover (all permeable surfaces which included tree, shrub, and grass cover), was calculated using digital maps from Google Earth ([http://www.google.es/intl/es\\_es/earth/download/ge/agree.html](http://www.google.es/intl/es_es/earth/download/ge/agree.html)). We also measured the minimal distance of parks from the nearest natural forested area using the same maps.

*Bird surveys.* From January to August 2008, we determined the composition of all songbirds seen or heard in the 12 parks. The observations were conducted between sunrise (06:00 h in late spring–early summer, and 07:00 h in winter) and no later than 11:30. The length of the visits depended on the number of plots in each park.

We used 8x40 binoculars and the Peterson & Chalif (1998) and Kaufman (2005) guides to identify the bird species in the field. A circular point count protocol (Hutto 1985) with a fixed radius of 30 m was used for the bird counts. This radius has been used to reasonably detect birds in sites with varying vegetation densities (Hutto 1985, Corcuera &

Zavala-Hurtado 2006). The number of point counts ranged from 5 to 20, and was based on the size and the accessibility of each park. We calculated the relative abundance by dividing the total number of individuals of each species by the number of plots in each location. All parks were visited four times before the final counts in order to gain familiarity with the bird songs and calls. Final relative abundances were obtained in February to early March 2008, which includes the dry season and migrants are still present (wintering season) and in June 2008, when the rains have already started and birds are breeding (breeding season). All individuals seen or heard within a 10 min period at each point count were recorded. This interval is long enough in order to count most birds present, including rare species, and short enough so that the probability of counting the same bird more than once is minimized (Hutto 1985).

The conservation status was defined according to the list of Mexican threatened species in the NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

Finally, we searched for the main food type (insect/seed, insect/fruit, insects, nectar, broad), foraging strategy (hovering, gleaning, fly-catching), and main foraging substrate (foliage, bark, ground, flower, bark), grouping (solitary, flock) of each species included in the literature (Howell & Webb 1995, Del Olmo Linares & Roldán Velasco 2007, Grosselet & Ruiz 2008), the internet (<http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/home>), and personal observations.

## STATISTICAL ANALYSIS

*Diversity.* Since the sample size was different between parks, we used rarefaction analyses (James & Rathbun 1981, Colwell *et al.* 2004) to compare the number of bird species among sites. We used the first Jackknife and the second Chao order estimators with EstimateS (version 8, Colwell 2006) to assess the

comprehensiveness of the bird species survey. These non-parametric species richness estimators have been found to give reasonable approximations at small grain size sample units (Hortal *et al.* 2006, González-Oreja *et al.* 2011). Empirical studies have also shown that they are relatively insensitive to sampling intensity (Colwell & Coddington 1994, Gotelli & Colwell 2001, Brose 2002, Witman *et al.* 2004, Hortal *et al.* 2006, González-Oreja *et al.* 2011). Species dominance was estimated with the Simpson index (Magurran 1988).

Simple linear regressions were used to analyze the relationship between rarefied species richness, relative abundance and dominance, and the independent variables. We previously confirmed that the data complied with the normality and homoscedasticity assumptions with the Number Cruncher Statistical System software (Hinze 2001).

*Habitat specificity and fidelity.* Bird species were classified according to their habitat breadth (percentage of sites where the species was present) and fidelity or incidence (percentage of plots in sites where the bird species was present) following González-Oreja *et al.* (2007). We selected an un-weighted pair group average method (UPGMA) with the Bray-Curtis dissimilarity coefficient (Orlóci 1978) using MVSP (Kovach 1999), and compared the main food type, foraging strategy, substrate, and grouping between the resulting groups (e.g., low specificity vs high specificity and fidelity).

We used indicator value analyses (IndVal) to select species that were associated with one or a combination of two or more parks. A randomization procedure (Dufrene & Legendre 1997) was used to obtain the value for each species. Specificity was estimated as:  $A_{ij} = N \text{ individuals}_{ij} / N \text{ individual}_j$ , where  $N \text{ individuals}_{ij}$  is the mean number of species  $i$  on site  $j$ , and  $N \text{ individual}_j$  the sum of the mean numbers of individuals of species  $i$  over all

sites. Fidelity was estimated as follows:  $B_{ij} = N \text{ sites}_{ij} / N \text{ sites}_j$ , where  $N \text{ sites}_{ij}$  is the number of sites in habitat  $j$  where species  $i$  is present, and  $N \text{ sites}_j$  the total number of sites in the habitat. The indicator value for species  $i$  in the habitat  $j$  is defined as:  $\text{IndVal}_{ij} = v(A_{ij} * B_{ij})$ . The resulting values have an associated statistical significance and those species with an IndVal value  $> 70\%$  were regarded as habitat indicators (Van Rensburg *et al.* 1999). The IndVal analyses were performed with the function "multipat" (with this code: `func = "Indval.g", duleg = TRUE, nperm = 9999`) with the package "indicspecies" (De Cáceres & Legendre 2009) in R 2.14.0 (<http://cran.r-project.org/>).

The relationship between the indicator species distribution and the independent variables was analyzed with a canonical correspondence analysis (CCA) with MVSP (Kovach 1999). This technique is used to obtain synthetic environmental gradients of groups of ecological data and to detect species distribution patterns that can be explained by a group of environmental variables (Ter Braak & Verdonshot 1995).

## RESULTS

*Independent variables.* We registered 59 tree and shrub species. Non-native species, such as the gum tree or eucalypt (*Eucalyptus* spp.), sheoak (*Casuarina equisetifolia*), Australian silver-oak (*Grevillea robusta*), and Peruvian peppertree (*Schinus molle*) were dominant in most parks. The native vegetation was well represented by the Mexican white cedar (*Cupressus lusitanica*) and the tropical ash (*Fraxinus uhdei*). Park size varied from 11 to 1100 ha. Foliage cover ranged from 12.50 contacts per plot in Cer to 27.62 in Hun. Some parks consisted mainly of green areas (Cer, Ch3, and Rem with 12, 11.4, and 11.8% impermeable surfaces) while others, such as Cdd (52% impermeable surfaces) had a high

percentage of paved roads and constructions (Table 1).

*Bird species composition and diversity.* During the study period, we registered a total of 1742 individuals, representing 96 species and 24 families (Appendix 1). According to the Mexican official standards for threatened species, NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), the Brown-backed Solitaire (*Myadestes occidentalis*, Turdidae) is under special protection.

In average, the estimated percentage of species for the wintering season ranged from 76%, according to Jackknife 1, to 81%, as indicated by Chao 2. The values were higher for the breeding season, and ranged from 84% as predicted by Jackknife 1, to 93%, according to Chao 2. Ciudad Deportiva, Viv, Ch1, and Ch3 had the highest rarefied richness in the migratory season (Table 2), and Cer and Rem in the breeding period (Table 3).

In the migratory season, the total bird abundance ( $R^2 = 0.4024$ ,  $F_{10} = 8.57$ ,  $P = 0.015$ ), dominance ( $R^2 = 0.3441$ ,  $F_{10} = 5.24$ ,  $P = 0.045$ ), and the number of migratory individuals ( $R^2 = 0.3504$ ,  $F_{10} = 5.39$ ,  $P = 0.045$ ) showed a negative relationship with distance to natural areas. The same variable had a positive relationship with the abundance of resident species ( $R^2 = 0.3820$ ,  $F_{10} = 6.18$ ,  $P = 0.033$ ) and the migratory rarefied richness ( $R^2 = 0.6581$ ,  $F_{10} = 19.25$ ,  $P = 0.001$ ). The abundance of migratory species presented a positive relationship with total foliage cover ( $R^2 = 0.5562$ ,  $F_{10} = 12.53$ ,  $P = 0.005$ ), and the dominance of the total bird community was positively related to foliage height diversity in the wintering season ( $R^2 = 0.5957$ ,  $F_{10} = 14.84$ ,  $P = 0.003$ ).

During the breeding season, rarefied species richness was higher in larger parks ( $R^2 = 0.3587$ ,  $F_{10} = 5.59$ ,  $P = 0.039$ ) and the proportion of impervious surfaces had a positive relationship with the number of birds ( $R^2 =$

$0.5163$ ,  $F_{10} = 10.67$ ,  $P = 0.008$ ). We did not find any significant relationships between the bird community characteristics and the trees grouped according to their leaf types.

*Indicator species.* On first inspection, all species were classified according to their specificity and fidelity (or incidence) percentages. We obtained three clusters for each season. During the migratory season (Fig. 1a), the width of the distribution was  $13.5 \pm 4.0\%$  for the first cluster and  $21.3 \pm 11.9\%$  for the second one. Fidelity was higher in the first cluster ( $37.1 \pm 16.2\%$  v  $10.9 \pm 3.5\%$ ). Specificity and incidence in the third group were  $73.7 \pm 23.4\%$  and  $39 \pm 15.1\%$  respectively. In the breeding season (Fig. 1b), the first two groups included narrowly distributed species ( $10.7 \pm 5.1\%$  and  $13.3 \pm 7.5\%$ ), but incidence was low in the first group ( $12.7 \pm 4.7\%$ ) in comparison with the second one ( $46.2\% \pm 15.8\%$ ). In the third group, birds were found in a wider range of parks ( $75.0 \pm 23.4\%$ ) and had intermediate incidence values in comparison with the other clusters ( $19.2 \pm 7.9$ ).

During the migratory months, the first cluster (narrowly distributed birds) included 50% of foliage frugivores-insectivores (Fig. 1, species codes in Appendix 1). Most of them were gleaners (63%) but 38% used aerial foraging tactics. The second cluster included 86% gleaning species. Most were insectivorous (44%) and foraged in the foliage of trees and shrubs (41%). An additional 26% of the species were frugivore-insectivores. Most species from the third group (widely distributed birds) were ground gleaners (92%) that feed on seeds and insects and 46% were gregarious.

The first cluster (narrow distribution, low incidence) for the reproductive season included 14 species (Fig. 2). Most of them were frugivore-insectivores (50%), solitary (86%), and foraged in the foliage of trees and shrubs (57%). The second group (narrow

TABLE 1. Number of count points, area size, distance to nearest natural area, percentage of impervious surfaces, number of tree species, total foliage cover, foliage height diversity, cover of *Cupressus* spp., needle shaped-leaved, broad-leaved, and small-leaved trees in twelve parks of Mexico City. Cover is expressed in number of contacts per plot (see text). Ara = Bosques de Aragón, Cdd = Ciudad Deportiva, Cer = Cerro de la Estrella, Ch1 = Primera Sección de Chapultepec, Ch3 = Tercera Sección de Chapultepec, Hun = Parque Hundido, Jab = Jardín Botánico de la UNAM, Lir = Parque Lira, Nau = Naucalli, Rem = Los Remedios, Tez = Tezozomoc, Viv = Viveros de Coyoacán.

Park	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Point count number	10	7	10	18	18	8	6	5	6	7	10	20
Area (ha)	114	150	1100	230	286	15	237	11	43	400	28	40
Distance to natural area (km)	24.0	17.5	10.9	12.3	12.3	11.3	4.6	9.5	3.5	2.6	5.6	10.5
Impervious surfaces (%)	30.0	52.0	12.0	24.7	11.4	30.0	18.5	36.4	29.9	11.8	32.1	40.7
Tree species number	11	20	10	18	15	22	20	15	11	15	27	12
Total foliage cover	13.1	15.1	12.5	18.2	17.7	27.6	19.1	24.0	19.5	24.5	12.7	19.1
Foliage height diversity (H')	1.6	1.2	1.5	1.49	1.7	1.4	1.4	1.2	1.5	1.7	1.5	1.3
Cypress cover	0.4	0.1	0.5	1.6	0.4	4.7	0.6	3.0	1.5	2.5	0.9	3.2
Needle shaped-leaved cover	1.1	7.0	1.4	0.4	0.3	3.5	5.1	1.0	5.1	0.1	2.1	1.7
Broad-leaved cover	9.4	4.8	7.6	8.9	14.7	18.5	11.3	16.4	12.0	19.7	5.6	22.6
Small-leaved cover	2.0	2.2	3.0	0.7	0.3	0.8	2.0	0.2	0.6	2.1	2.3	1.2

distribution, high incidence) consisted of only five species (Fig. 2). Three were flycatchers: Cassin's Kingbird (*Tyrannus vociferans*), Northern Beardless Tyrannulet (*Camptostoma imberbe*), and Vermilion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*), one was nectarivore (Cinnamon-bellied Flowerpiercer) and the other an understory insectivore (Carolina Wren, *Thryothorus ludovicianus*). The most-represented species corresponding to the third group (wide distribution) were granivore-insectivores (47%), and most foraged on the ground (65%). Many were gregarious (47%).

According to the indicator value analysis, 22 species in the migratory season and 17 in the breeding season were significantly associated to one park or to a combination of parks. The wintering season included seven species that were indicators of a single park, and six that were widely distributed and indicators of five parks (low habitat specificity but high fidelity). In the breeding season, there were 17 indicator species. Six species were associated to a single park, and another six had a wide

distribution and were indicators of five parks.

During migration, the first axis of the CCA (Eigenvalue = 0.152) explained 17.36% of the variance and was significantly correlated with impervious surfaces (*Urb*,  $r = -0.660$ ,  $P < 0.02$ ) and the cover of small-leaved trees (*Smal*,  $r = 0.731$ ,  $P < 0.01$ ) (Fig. 3). The second axis (Eigenvalue = 0.103) accounted for a further 11.71% of the variance and was correlated with the cover of small-leaved trees and distance to the nearest natural area (*Dist*) ( $r = 0.665$ ,  $P < 0.02$  and  $r = 0.775$ ,  $P < 0.005$  respectively). Besides the Great-tailed Grackle (qm), House Finch (cm), House Sparrow (pd), Rufous-backed Robin (tr), Bushtit (pmi), and Inca Dove (ci), which tend to be gregarious, solitary foliage insectivorous as Orange-crowned Warbler (*Oreothlypis celata*) (oc), Ruby-crowned Kinglet (rc), and Townsend's Warbler (*Setophaga townsendi*) (st), together with the Vermilion Flycatcher (pr) were associated to parks with high impervious surfaces (*Urb*) that were far from natural areas (*Dist*). Cassin's Kingbird (tv), Baltimore Oriole

TABLE 2. Observed specific richness, rarefied richness, mean abundance, abundance standard deviation (SD), and dominance (Simpson index) of birds found in 12 parks in Mexico City during the wintering season of 2008. The Jackknife1 and Chao2 estimators are also shown.

Parks	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Observed richness	18	15	16	20	18	18	17	14	13	12	9	23
Rarefied richness	8.5	13.1	9.6	11.7	11.0	9.8	10.5	14.0	7.8	7.7	7.6	12.9
Chao2	24.3	16.2	22.3	23.9	20.3	19.8	22.8	16.4	18.8	12.6	9.3	34.4
Chao2 (%)	74	92	71	83	88	90	74	85	69	94	96	66
Jackknife1	24.3	17.6	22.3	26.6	22.7	23.3	23.7	18.8	19.7	14.6	10.8	31.6
Jackknife1 (%)	74	85	71	75	79	77	74	74	66	82	83	72
Mean abundance	24.5	13.1	15.4	10.9	12.0	22.2	23.0	10.4	17.6	24.0	9.5	10.7
Abundance SD	15.2	3.9	10.0	11.0	16.8	10.4	11.7	2.3	9.6	16.5	7.2	10.9
Simpson index	0.20	0.09	0.21	0.15	0.30	0.17	0.33	0.10	0.39	0.46	0.27	0.03

TABLE 3. Observed specific richness, rarefied richness, mean abundance, abundance standard deviation (SD), and dominance (Simpson index) of birds found in 12 parks in Mexico City during the breeding season of 2008. The Jackknife1 and Chao2 estimators are also shown.

Parks	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Observed richness	14	13	23	16	19	13	13	14	11	17	13	16
Rarefied richness	10.9	10.1	16.7	10.1	13.8	10.6	12.4	14.0	9.9	15.5	10.8	11
Chao2	14.2	13.0	28.4	16.1	19.5	13.8	13.8	16.0	11.8	23.0	13.0	16.3
Chao2 (%)	98	100	81	99	97	94	94	88	93	74	100	98
Jackknife1	15.8	13.0	31.1	17.9	21.8	15.6	16.3	18.8	13.5	23.0	13.9	17.9
Jackknife1 (%)	88	100	74	89	87	83	79	74	81	73	93	89
Mean abundance	13.9	24.2	10.3	15.9	8.9	14.0	9.8	10.0	11.8	9.0	14.0	11.2
Abundance SD	7.5	10.6	5.8	19.1	8.2	7.1	3.4	2.6	4.1	2.5	7.7	12.4
Simpson index	0.13	0.16	0.13	0.07	0.18	0.17	0.14	0.11	0.14	0.07	0.13	0.12

(ig), Grey Silky-flycatcher (pc), and American Robin (tm) are solitary frugivore-insectivores and, together with House Wren (*Troglodytes aedon*) (ta) and Lesser Goldfinch (*Spinus psaltria*) (sps), were found in parks nearest to natural areas with a low cover of impervious surfaces and a high cover of small-leaved trees (*Sma*). The distribution of these species was narrow during this season. To a lesser extent, Yellow-rumped Warbler (sc), Bewick's Wren *Thryomanes bewickii* (tb), and Canyon Towhee (pf) were also more abundant in this type of parks.

During the breeding season (Fig. 4), the first axis (Eigenvalue = 0.094) explained

15.59% of the variation and was positively correlated with the cover of impervious surfaces (*Urb*,  $r = 0.691$ ,  $P < 0.02$ ). The second axis (Eigenvalue = 0.072) explained a further 12% of the variation) and was significantly correlated with the cover of Tropical Ash (*Fra*) ( $r = 0.898$ ,  $P < 0.001$ ). Great-tailed Grackle, Inca Dove, Vermilion Flycatcher, Rufous-backed Robin, and House Sparrow, together with Curve-billed Tanager (tc) and Northern Beardless Tyrannulet (cai), were again related with parks with a high cover of impervious surfaces. With the exception of the Vermilion Flycatcher all had wide distributions. Three frugivore-insectivores, Scott's



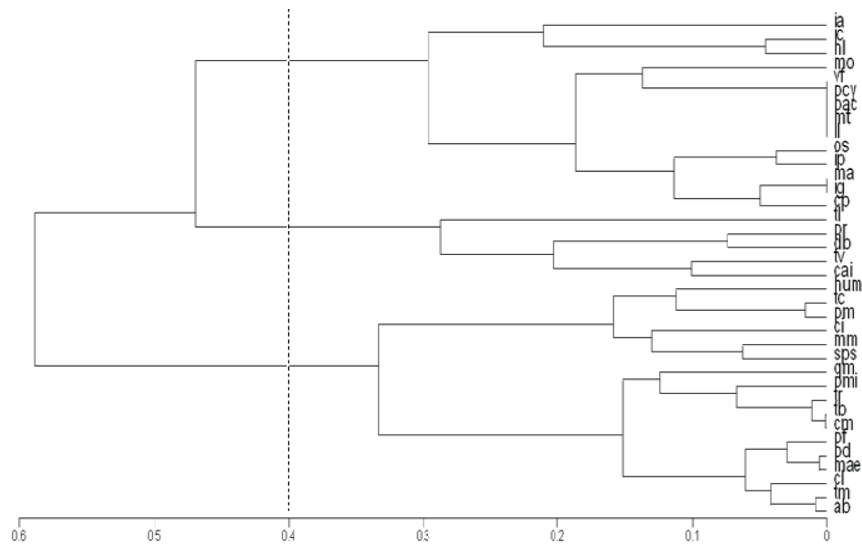


FIG. 2. Classification of the bird species found in 12 parks of Mexico City based on habitat specificity and incidence during the breeding season of 2008. The Bray Curtis distance with the UPGMA clustering method was used. Species codes are in Appendix 1.

As shown in other studies (Fernández-Juricic 2003, Crooks *et al.* 2004, Husté *et al.* 2006, MacGregor-Fors 2008), the regression between rarefied richness and park area was significant in the breeding season, as predicted by the island biogeography theory (MacArthur & Wilson 1967). This partially supports our first hypothesis because the same relationship did not hold for the wintering season. The lack of significance between area and number of migrant species is not unexpected. Askins *et al.* (1992), for example, found more species on the island of St. John than on St. Thomas, despite the former being smaller. This was because St. John had a much higher proportion of forest cover. Furthermore, the theory does not take into account factors, such as edge effect, surrounding matrix nature, and anthropogenic disturbance (Laurance 2008), and this could also explain the lack of a significant relationship between species richness and area for the birds that visit the parks during migration.

We expected to find high numbers of a few urban exploiter species in the parks with the highest cover of impervious surfaces, and furthest from the natural areas. This would be reflected in high dominance values, as predicted by our second hypothesis. During the migratory season we found that the opposite was true. Dominance was higher in parks near natural areas and with a low percentage of paved areas and constructions. This was due to large flocks of Yellow-rumped Warblers and it explains the negative correlation between the number of migratory individuals and distance and impervious surfaces. On the other hand, we observed high numbers of species typically found in urban areas (i.e., Rock Dove, Great-tailed Grackle) in neighborhood squares that were not included in our study. Furthermore, in the breeding season parks far from natural areas supported a higher number of birds. Abundance was also higher in those parks with a high cover of impervious surfaces. The positive relation



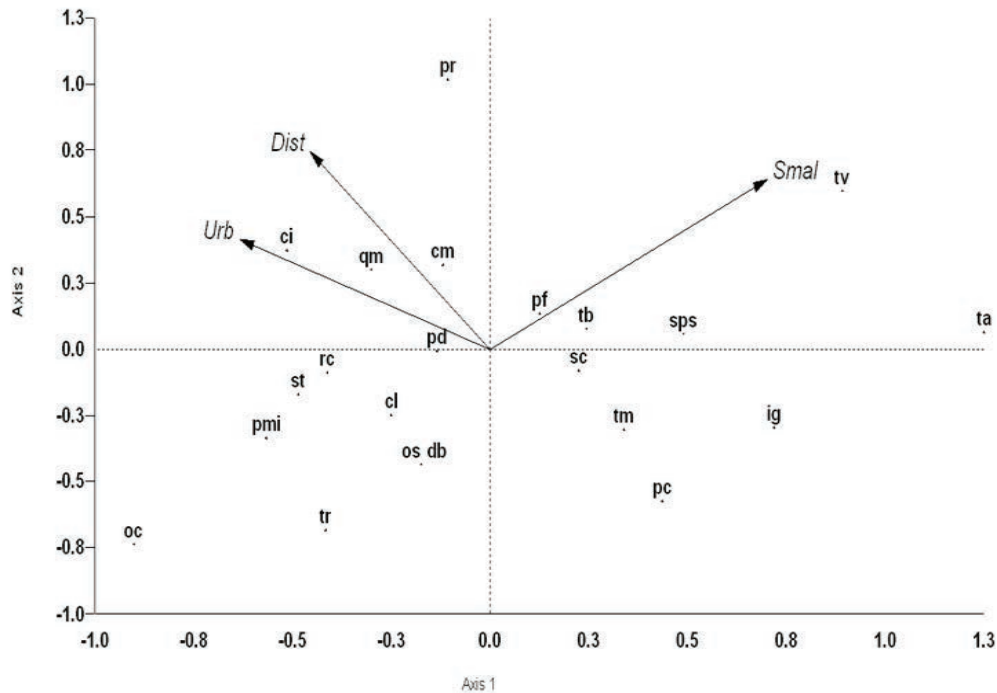


FIG. 3. Distribution of 22 indicator bird species in 12 parks of Mexico City according to a Canonical Correspondence Analysis (wintering season). Distance to the nearest natural area = *Dist*, small-leaved tree cover = *Smal*, impervious cover surfaces = *Urb*. Species codes are in Appendix 1.

between urban residents and urbanization has been reported elsewhere (Jokimäki *et al.* 1996, Ortega-Alvarez & MacGregor-Fors 2009) and it is the result of large populations of gregarious birds adapted to urban conditions. It has also been argued that during stopover, resident birds may be confined to central and highly urbanized areas to avoid competition with migrants which are more abundant in fragments close to woodlands (Rodewald & Brittingham 2002, Crooks *et al.* 2004, Piper & Catterral 2006).

The number of migrants was positively correlated with foliage height diversity and total plant cover. These results support additional studies showing that insectivorous migratory species are more abundant in areas with a high plant structural complexity (Holmes *et al.* 1979, Holmes & Robinson

1981, Strong 2000, Corcuera & Zavala-Hurtado 2006, Carbó-Ramírez & Zuria 2011). There is also evidence suggesting that proximate factors, such as branch arrangement and vertical foliage architecture, may have a direct influence on species richness, abundance, and dominance (Marzluff & Rodewald 2008, Müller *et al.* 2010).

The positive relationship between distance and migratory species richness was unexpected and could be explained by the presence of relatively large water bodies and/or well irrigated gardens with luxuriant vegetation that are closer to some of the parks located far from natural areas (Ara, Ch1, Lir).

In the incidence/habitat breadth classifications, most species with low habitat specificity were granivorous, ground gleaners, and gregarious in the two seasons, supporting our

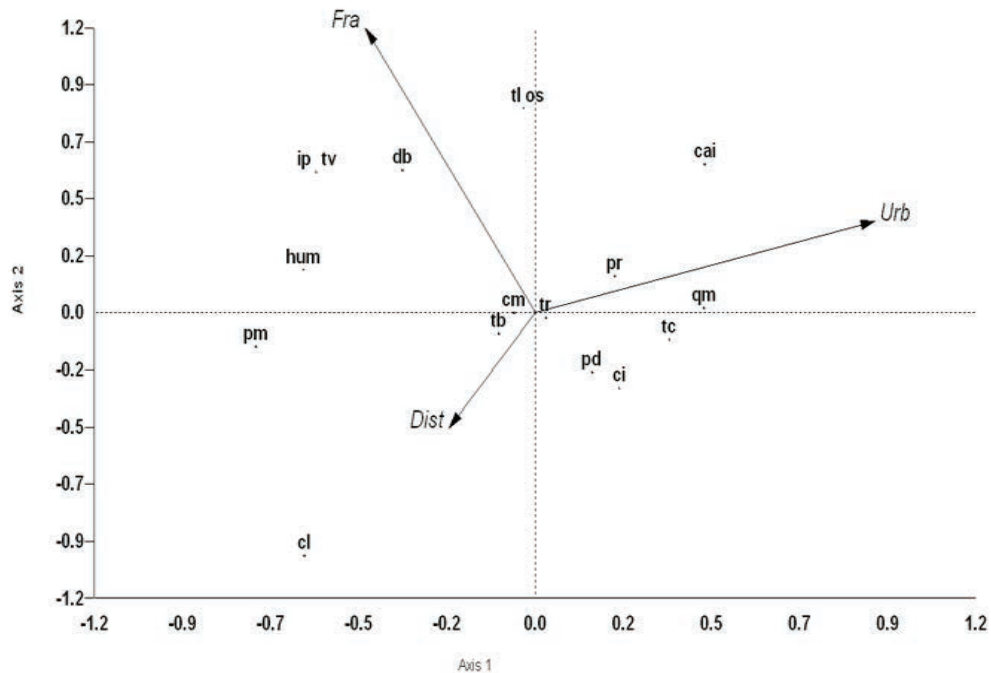


FIG. 4. Distribution of 17 indicator bird species in 12 parks of Mexico City according to a Canonical Correspondence Analysis (breeding season). Distance to the nearest natural area = *Dist*, Tropical Ash cover = *Fra*, impervious cover surfaces = *Urb*. Species codes are in Appendix 1.

third hypothesis. The indicator value analysis showed that generalist birds adapted to cities are typical of parks with the highest cover of impervious cities according with other studies (Mills *et al.* 1989, Blair 1996, González-Oreja *et al.* 2007, Carbó-Ramírez & Zuria 2011). These species include House Sparrow, Great-tailed Grackle, Inca Dove, and Rock Dove. They occur in all large cities in Mexico and illustrate the biotic homogenization tendency worldwide (Clergeau *et al.* 2006, McKinney 2006).

Even though migrant insectivores are usually rare in urban areas (McKinney 2006), the number of transient species responded positively to distance from natural areas in our study.

Moreover, three migrants (Ruby-crowned Kinglet, Townsend's Warbler, and Orange-

crowned Warbler) were associated to parks with high impervious cover and far from natural areas, and five more: Yellow-rumped Warbler, Nashville Warbler (*Oreothlypis ruficapilla*), Wilson's Warbler, Blue-gray Gnatcatcher, and Least Flycatcher (*Empidonax minimus*) were abundant in all parks. González-Oreja (2011) also found an unexpected high number of Nearctic warbler species in urban sites throughout Mexico. This suggests that some of these birds may have the flexibility to exploit urban environments to a certain degree (González-Oreja 2011) and could be included in the suburban adapter category according to the classification used by Blair (1996). However, there is little information about habitat selection and foraging behavior of these parulines in urban areas, and further study is necessary to under-

stand their habitat preferences in urban areas.

Specialist birds usually have higher abundances and richness in larger parks (Blair 1996, Rodewald & Brittingham 2002, Crooks *et al.* 2004, González-Oreja *et al.* 2007, MacGregor-Fors 2008), and our last hypothesis predicted that these species would be foliage-foraging solitary territorial birds. Even though species richness was correlated with area in the breeding season, park size was not significantly correlated with any of the main axes in the bird species ordination. On the other hand, we found that insectivores that include fruit as an important part of their diet during part of the year were negatively correlated with impervious surfaces. These included Western Kingbird in both seasons, Baltimore Oriole, Grey Silky-flycatcher, and American Robin in the wintering season, and Scott's Oriole and Black-Headed Grosbeak in the breeding season. The Cinnamon-bellied Flowerpiercer in the reproductive season and the House Wren during migration responded in the same way to this variable. It has been suggested that, for some species, shrub cover and vegetation physiognomy are more important than tree species composition (Park & Lee 2000, Carbó-Ramírez & Zuria 2011), and this may explain the presence in these parks of at least some of these birds (i.e., Carolina Wren, Northern Beardless Tyrannulet).

Our study confirmed what other studies have demonstrated regarding the ubiquitous presence of urban exploiters within city parks. On the other hand, some migrant foliage insectivores were present in all sites or were associated with urbanized parks, and this suggests that many species, at least during stop-over, are more flexible in their habitat requirements than expected and/or that urban parks represent adequate habitats for a wide variety of birds. However, in both seasons a group of birds had a narrow distribution and were associated to the largest parks.

These were mainly territorial fly-catching frugivore-insectivores, which may be more susceptible to the fragmentation of their habitats.

In addition to presenting recent information on the composition and diversity of birds in parks of Mexico City, our results could be incorporated into conservation and wildlife management plans in urban areas in other large cities elsewhere.

#### ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the Ministry of the Environment and Natural Resources (SEMARNAT) and all the political delegations that granted us permission to use the city parks to conduct the fieldwork. A special acknowledgement is due to the administration staff of the Viveros de Coyoacán, Tezozomoc, and Bosque de Chapultepec. GC would like to acknowledge the National Council for Science and Technology (CONACYT), Mexico, for supporting his Ph.D. studies.

#### REFERENCES

- Askins, R. A., D. N. Ewert, & R. L. Norton. 1992. Abundance of wintering migrants in fragmented and continuous forests in the US Virgin Islands. Pp. 197–206 *in* Hagan, J. M., & D. W. Johnston (eds). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Benavides, H. M. 1992. Current situation of the urban forest in Mexico City. *J. Arboric.* 18: 33–36.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6: 506–519.
- Borgmann, K. L., & A. D. Rodewald. 2004. Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecol. Appl.* 14: 1757–1765.
- Brawn, J. D., S. K. Robinson, & F. R. Thompson. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 251–276.

- Brose, U. 2002. Estimating species richness of pit-fall catches by non-parametric estimators. *Pedobiologia* 46: 101–107.
- Carbó-Ramírez, P., & I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape Urban Planning* 100: 213–222.
- Chace, J. F., & J. J. Walsh. 2004. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Planning* 74: 46–69.
- Clergeau, P., J. Jokimaki, & J.-P. L. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. Appl. Ecol.* 38: 1122–1134.
- Clergeau, P., C. Croci, J. Jokimaki, M.-L. Kaisanlathi-Jokimaki, & M. Dinetti. 2006. Avifauna homogenization by urbanization: analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127: 336–344.
- Colwell, R. K., & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity. *Philos. T. R. Soc. B.* 345: 101–118.
- Colwell, R. K., C. X. Mao, & J. Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species. *Ecology* 85: 2717–2727.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Available from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Corcuera, P., & J. A. Zavala-Hurtado. 2006. The influence of vegetation on bird distribution in dry forests and oak woodlands of Western Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 54: 657–672.
- Crooks, K. R., A. V. Suarez, & D. T. Bolger. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biol. Conserv.* 115: 451–462.
- Daniels, G. D., & J. B. Kirkpatrick. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biol. Conserv.* 133: 326–335.
- De Cáceres, M., & P. Legendre. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566–3574.
- Del Olmo Linares, G., & E. Roldán Velasco. 2007. Aves comunes de la ciudad de México. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) (ed.), Bruja de Monte, D.F., México.
- Dufrêne, M., & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- Fernández-Juricic, E. 2000a. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conserv. Biol.* 14: 513–521.
- Fernández-Juricic, E. 2000b. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecol. Res.* 15: 373–383.
- Fernández-Juricic, E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodivers. Conserv.* 10: 1303–1316.
- Fernández-Juricic, E., & J. Jokimaki. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from Southern and Northern Europe. *Biodivers. Conserv.* 10: 2023–2043.
- Fernández-Juricic, E. 2003. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban fragmented landscape (Madrid, Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape Urban Planning* 69: 17–32.
- González-Oreja, J. A., C. Bonache Regidor, D. Buzo Franco, A. A. de la Fuente Díaz Ordaz, & L. Hernández Santín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *Ardeola* 54: 53–67.
- González-Oreja, J. A. Birds of different biogeographic origins respond in contrasting ways to urbanization. 2011. *Biol. Conserv.* 144: 234–242.
- González-Oreja J. A., A. A. de la Fuente Díaz Ordaz, L. Hernández Santín, D. Buzo Franco, & C. Bonache Regidor. 2011. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Anim. Biodivers. Conserv.* 33: 31–45.
- González-Oreja, J. A., A. A. de la Fuente Díaz Ordaz, L. Hernández Santín, C. Bonache Regidor, & L. Buzo Franco. 2012. Can human disturbance promote nestedness? Songbirds and noise in urban parks as a case study. *Landscape Urban Planning* 104: 9–18.
- Gotelli, N. J., & R. K. Colwell. 2001. Quantifying

- biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379–391.
- Griffis-Kyle, K. L., & P. Beier. 2005. Migratory strategy and seasonal patterns of bird diversity in relation to forest habitat. *Am. Midl. Nat.* 153: 436–443.
- Grossetet, M. O., & G. Ruiz. 2008. Guía de campo aves de México. Tomo 1. Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, D.F., México.
- Hair, J. F. Jr., R. L. Tatham, R. E. Anderson, & W. C. Black. 1998. *Multivariate data analysis with readings*. 5<sup>th</sup> ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Hess, G. R., & R. A. Fischer. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landsc. Urban Plann.* 55: 195–208.
- Hinze, J. 2001. NCSS. Number cruncher statistical systems, Kaysville, Utah, USA.
- Holmes, R. T., R. E. Bonney Jr., & S. W. Pacala. 1979. Guild structure of the Hubbard brook bird community: a multivariate approach. *Ecology* 60: 512–520.
- Holmes, R. T., & S. K. Robinson. 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. *Oecologia* 48: 31–35.
- Hortal, J., P. A. V. Borges, & C. Gaspar. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.* 75: 274–287.
- Hostetler, M., & K. Knowles-Yanes. 2003. Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. *Landsc. Urban Plann.* 62: 55–68.
- Howell, S. N. G., & S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford Univ. Press, Oxford, UK.
- Huste, A., S. Selmi, & T. Boulinier. 2006. Bird community in suburban patches near Paris: determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13: 249–257.
- Huste, A., & T. Boulinier. 2007. Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecol. Appl.* 17: 168–180.
- Hutto, R. L. 1985. Seasonal changes in the habitat distribution of transient insectivorous birds in Southeastern Arizona: competition mediated? *Auk* 102: 120–132.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadísticas Geografía e Informática). 2010. II Conteo de Población y Vivienda 2010. Perfil Sociodemográfico de D.F. INEGI, México, D.F., México.
- James, F. C., & S. Rathbun. 1981. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk* 98: 785–800.
- Jokimäki, J., J. Suhonen, K. Inki, & S. Jokinen. 1996. Biogeographical comparison of winter bird assemblages in urban environments in Finland. *J. Biogeogr.* 23: 379–386.
- Kaufman, K. 2005. *Guía de campo a las aves de Norteamérica*. Houghton Mifflin, New York, New York, USA.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP: A multivariate statistical package for Windows, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* 141: 1731–1744.
- Leps, J., & P. Smilauer. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge Univ., Cambridge, UK.
- Ludwig, J. A., & J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley & Sons, Inc., New York, New York, USA.
- MacArthur, R. H., & J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- MacArthur, P. H., & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, USA.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a Western Mexico suburb. *Landsc. Urban Plann.* 84: 92–98.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez, J. Quesada, & J. E. Schondube. 2010. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biol. Invasions* 12: 87–96.
- Magurran, A. E. 1988. *Simpson index ecological diversity and its measurements*. Croom Helm Ltd., London, UK.
- Marzluff, J. M., & A. D. Rodewald. 2008. Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird's perspective. *Cities Environ.* 1: 6.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major

- cause of homogenization. *Biol. Conserv.* 127: 247–260.
- Montaña, C., & E. Ezcurra. 1980. Simple instrument for quick measurement of crown projections. *J. For.* 78: 699.
- Morimoto, T., K. Katoh, Y. Yamaura, & S. Watanabe. 2005. Can surrounding land cover influence the avifauna in urban/suburban woodlands in Japan? *Landsc. Urban Plann.* 75: 143–154.
- Müller, J., J. Stadler, & R. Brandl. 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: the role of lidar. *Remote Sens. Environ.* 114: 490–495.
- Orlóci, L. 1978. *Multivariate analysis in vegetation research*. 2<sup>nd</sup> ed. Junk, The Hague, Netherlands.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landsc. Urban Plann.* 90: 189–195.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitol. Neotrop.* 21: 519–533.
- Palmer, G. C., J. A. Fitzsimons, M. J. Antos, & J. G. White. 2008. Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: implications for conservation planning. *Biol. Conserv.* 141: 2329–2341.
- Park, C. R., & W. S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landsc. Urban Plann.* 51: 29–36.
- Peterson, P. T., & E. L. Chalif. 1998. *Aves de México*. Editorial Diana, México, D.F., México.
- Piper, S. D., & C. P. Catterall. 2006. Impacts of picnic areas on bird assemblages and nest predation activity within Australian eucalypt forests. *Landsc. Urban Plann.* 78: 251–262.
- Renjifo, L. M. 2001. Effects of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of sub-Andean bird species. *Ecol. Appl.* 1: 14–31.
- Rodewald, P. G., & M. C. Brittingham. 2002. Habitat use and behavior of mixed species landbird flocks during fall migration. *Wilson Bull.* 114: 87–98.
- Rzedowski, G. C., & J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, D.F., México.
- Sánchez, C. L., E. Beltrán, A. Sierra, R. Garduño, & O. Yañez. 1979. La reforestación en el Distrito Federal. Fin de la primera etapa. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A. C., México, D.F., México.
- Sandström, U. G., P. Angelstam, & G. Mikusinski. 2005. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plann.* 77: 39–53.
- Savard, J.-P. L., P. Clergeau, & G. Mennechez. 1999. Biodiversity concept and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plann.* 48: 131–142.
- Secretaría Del Medioambiente. 2004. Restauración de áreas verdes en el distrito Federal. Informe del Programa de sustitución de eucaliptos en condiciones de alto riesgo. SMA-Gobierno del Distrito Federal, México, D.F., México.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, protección ambiental - especies nativas de México de flora y fauna silvestres - categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de Diciembre de 2002. Downloaded on 23 April 2011 from <http://www.semarnat.gob.mx/>.
- Shwartz, A., S. Shirley, & S. Kark. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landsc. Urban Plann.* 84: 219–229.
- SPSS. 2006. SPSS for Windows, release 15.0. Statistical Package for Social Sciences, Inc., Chicago, Illinois, USA.
- Strong, A. M. 2000. Divergent foraging strategies of two Neotropical migrant warblers: implications for winter habitat use. *Auk* 117: 381–392.
- Ter Braak, C. J. F., & P. F. M. Verdonshot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* 57: 255–289.
- Van Rensburg, B. J., M. A. McGeoch, S. L. Chown, & A. S. Van Jaarsveld. 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the

- Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biol. Conserv.* 88: 145–153.
- Varona-Graniel, D. E. 2001. Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la ciudad de México. Univ. Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- White, J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimons, & G. C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landsc. Urban Plann.* 71: 123–135.
- Witman, J. D., R. J. Etter, & F. Smith. 2004. The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: a global perspective. *PNAS* 101: 15664–15669.
- Yeoman, F., & R. Mac Nally. 2005. The avifaunas of some fragmented, periurban, coastal, woodlands in south-eastern Australia. *Landsc. Urban Plann.* 72: 297–312.
- Zuria, I., 2010. Conservación de aves en áreas verdes urbanas: patrones y procesos en una Ciudad del Centro de México. Pp. 19-23 *in* Memorias del X Congreso y XVI Simposio Nacionales de Ornitología, S.M.d. Ornitología (eds). Sociedad Mexicana de Ornitología, México, D.F., México.

APPENDIX 1. Bird species found in 12 parks within Mexico City, including the two seasons censuses. The codes used in multivariate analyses are also shown.

Species	Code	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Aegithalidae													
<i>Psaltriparus minimus</i>	<i>pmi</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Bombycillidae													
<i>Bombycilla cedrorum</i>	<i>bc</i>	o				o		o	o			o	
Cardinalidae													
<i>Cardinalis cardinalis</i>	<i>cc</i>							o	o			o	
<i>Passerina caerulea</i>	<i>pey</i>			o									
<i>Passerina cyanea</i>	<i>pac</i>			o									
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	<i>pm</i>			o	o	o	o	o			o	o	o
Corvidae													
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	<i>au</i>							o					o
<i>Cyanocorax yncas</i>	<i>cy</i>				o			o					o
Columbidae													
<i>Columbia livia</i>	<i>cl</i>			o	o		o		o	o		o	o
<i>Columbina inca</i>	<i>ci</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Zenaida macroura</i>	<i>zm</i>			o									
Emberizidae													
<i>Aimophila ruficeps</i>	<i>ar</i>					o							
<i>Atlapetes pileatus</i>	<i>ap</i>					o							
<i>Diglossa baritula</i>	<i>db</i>				o	o	o	o	o				o
<i>Melospiza georgiana</i>	<i>mg</i>												o
<i>Melospiza lincolni</i>	<i>ml</i>					o							
<i>Melospiza melodia</i>	<i>mm</i>				o	o	o	o			o		o
<i>Oriturus superciliosus</i>	<i>os</i>					o					o		
<i>Pipilo fuscus</i>	<i>pf</i>	o	o	o	o		o	o	o	o	o	o	o
<i>Spizella passerina</i>	<i>sp</i>		o	o		o		o					o
<i>Spizella pusilla</i>	<i>spu</i>							o					
Fringillidae													
<i>Carpodacus mexicanus</i>	<i>cm</i>	o	o	o	o	o	o	o		o	o	o	o
<i>Spinus psaltria</i>	<i>sps</i>	o	o	o	o	o	o	o		o	o	o	o

## APPENDIX 1. Continuation.

Family/species	Code	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Icteridae													
<i>Euphagus cyanocephalus</i>	<i>ec</i>		o					o				o	
<i>Icterus abeillei</i>	<i>ia</i>							o			o		o
<i>Icterus bullockii</i>	<i>ib</i>						o	o					o
<i>Icterus cucullatus</i>	<i>ic</i>					o		o	o	o		o	o
<i>Icterus galbula</i>	<i>ig</i>					o		o			o		
<i>Icterus parisorum</i>	<i>ip</i>			o				o					
<i>Molothrus aeneus</i>	<i>mae</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Molothrus ater</i>	<i>ma</i>	o	o		o						o		o
<i>Quiscalus mexicanus</i>	<i>qm</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Laniidae													
<i>Lanius ludovicianus</i>	<i>ll</i>	o	o	o							o		
Mimidae													
<i>Dumetella carolinensis</i>	<i>duc</i>					o							
<i>Toxostoma curvirostre</i>	<i>tc</i>	o	o	o	o		o	o	o	o	o	o	o
<i>Toxostoma longirostre</i>	<i>tol</i>												o
<i>Melanotis caerulescens</i>	<i>mc</i>					o							
Paridae													
<i>Poecile sclateri</i>	<i>pos</i>												o
Parulidae													
<i>Basileuterus rufifrons</i>	<i>br</i>					o							
<i>Cardellina pusilla</i>	<i>cpu</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Geothlypis nelsoni</i>	<i>gn</i>				o			o					
<i>Geothlypis tolmiei</i>	<i>gt</i>				o	o	o	o	o				o
<i>Icteria virens</i>	<i>iv</i>		o										
<i>Mniotilta varia</i>	<i>mv</i>				o		o		o	o		o	o
<i>Myioborus miniatus</i>	<i>mym</i>			o	o	o	o	o			o		
<i>Myioborus pictus</i>	<i>myp</i>					o							
<i>Oreothlypis celata</i>	<i>oc</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	<i>or</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Peucedramus taeniatus</i>	<i>pt</i>										o		
<i>Seiurus noveboracensis</i>	<i>sn</i>										o		
<i>Setophaga coronata</i>	<i>sc</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Setophaga magnolia</i>	<i>sm</i>						o						
<i>Setophaga nigrescens</i>	<i>sni</i>	o			o		o		o			o	o
<i>Setophaga occidentalis</i>	<i>so</i>				o	o	o	o	o				o
<i>Setophaga petechia</i>	<i>sep</i>				o	o	o					o	o
<i>Setophaga townsendi</i>	<i>st</i>				o	o	o	o	o			o	o
<i>Setophaga virens</i>	<i>svi</i>												o
Passeridae													
<i>Passer domesticus</i>	<i>pd</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Picidae													
<i>Colaptes auratus</i>	<i>ca</i>				o								
<i>Picoides scalaris</i>	<i>ps</i>		o		o	o		o		o	o	o	o
<i>Sphyrapicus varius</i>	<i>sv</i>		o	o	o			o			o	o	



## APPENDIX 1. Continuation.

Family/species	Code	Ara	Cdd	Cer	Ch1	Ch3	Hun	Jab	Lir	Nau	Rem	Tez	Viv
Ptiligonatidae													
<i>Ptilogonys cinereus</i>	<i>pc</i>	o	o	o	o	o	o	o	o		o		o
Regulidae													
<i>Regulus calendula</i>	<i>rc</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Sturnidae													
<i>Sturnus vulgaris</i>	<i>svu</i>	o											
Sylviidae													
<i>Polioptila caerulea</i>	<i>poc</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
Thraupidae													
<i>Piranga ludoviciana</i>	<i>pl</i>	o			o	o	o	o		o		o	o
<i>Piranga olivacea</i>	<i>po</i>				o	o		o			o		
<i>Piranga rubra</i>	<i>pir</i>		o	o	o	o	o	o	o		o	o	o
Trochilidae													
<i>Amazilia beryllina</i>	<i>ab</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Cyananthus latirostris</i>	<i>cil</i>		o	o	o		o	o					o
<i>Hylocharis leucotis</i>	<i>hl</i>	o		o		o		o			o	o	o
Troglodytidae													
<i>Catherpes mexicanus</i>	<i>cam</i>					o							
<i>Thryomanes bewickii</i>	<i>tb</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Troglodytes aedon</i>	<i>ta</i>			o	o	o		o	o		o		
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	<i>tl</i>			o		o		o			o		
Turdidae													
<i>Catharus guttatus</i>	<i>cg</i>				o	o		o		o			
<i>Myadestes occidentalis</i>	<i>mo</i>			o	o	o			o				
<i>Turdus migratorius</i>	<i>tm</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
<i>Turdus rufopalliatu</i>	<i>tr</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		o
Tyrannidae													
<i>Campostoma imberbe</i>	<i>cai</i>					o							o
<i>Contopus cooperi</i>	<i>cc</i>	o											
<i>Contopus pertinax</i>	<i>cp</i>	o	o		o	o	o						o
<i>Contopus sordidulus</i>	<i>cs</i>						o					o	
<i>Empidonax flaviventris</i>	<i>ef</i>	o		o	o	o		o					o
<i>Empidonax minimus</i>	<i>em</i>	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	<i>mp</i>			o		o		o			o		
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	<i>mt</i>			o					o				
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	<i>pr</i>	o	o	o	o	o	o	o		o	o	o	o
<i>Sayornis saya</i>	<i>ss</i>		o					o					
<i>Tyrannus vociferans</i>	<i>tv</i>	o	o	o	o			o	o	o		o	o
<i>Tyrannus tyrannus</i>	<i>tt</i>					o							
Vireonidae													
<i>Vireo cassini</i>	<i>vic</i>				o								
<i>Vireo flavifrons</i>	<i>vf</i>							o					
<i>Vireo gilvus</i>	<i>vg</i>					o	o	o	o				o
<i>Vireo buttoni</i>	<i>vb</i>				o	o			o			o	o
<i>Vireo solitarius</i>	<i>vs</i>				o	o	o		o		o	o	o