



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**TOLERANCIA DE LAS AVES CANORAS AL RUIDO URBANO
DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL (D.F., MÉXICO).**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

LUCÍA SALOMÉ MANZANARES MENA

**DIRECTOR DE TESIS:
DR. CONSTANTINO DE JESÚS MACÍAS GARCÍA
2015**

Ciudad Universitaria, D. F.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, Celeste y Víctor quienes desde la infancia me han inculcado el amor por la naturaleza que ha guiado mis pasos hasta donde estoy ahora, gracias por el apoyo y la confianza que siempre me han dado. Los amo mucho y con ese mismo amor les dedico esta tesis fruto de mis esfuerzos y los suyos.

A mi colegas, al Dr. Constantino, a la Dra. Ruth, a la Dra. Concepción, a Dr. Alejandro, a la Dra. Isabel y al Dr. Diego, por haberse tomado el tiempo de apoyarme, compartiéndome sus saberes y amistad, lo que me enseñaron durante este largo proceso es invaluable y sin duda, después de este trabajo estoy mejor capacitada que antes.

A mis hermanos, Miguel y Emilio que con sus risas y juegos siempre me han levantado el ánimo, gracias por brindarme su amor.

A mis amigos, que siempre han estado ahí, escuchándome, dándome consejos y apoyándome. Gracias por haber hecho mi vida más feliz y por haber creado junto conmigo nuestra propia familia, los amo.

A mi compañero, Wouter, que aunque le tocó la fase final de este trabajo, me apoyo en todo lo que pudo, sentándose horas a mi lado tratando de encontrar una solución a mis interrogantes, brindándome su amor y paciencia.

Al pueblo de México, a todas las personas que no he conocido y que no conoceré, mis benefactores sin rostro, que con sus esfuerzos me han permitido tener una educación gratuita y de alta calidad, una oportunidad única que no se da en otros países y que me hace sentir muy orgullosa de pertenecer a la UNAM.

CONTENIDO

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVO	10
HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN	10
METODOLOGÍA	11
ZONA DE ESTUDIO	11
MUESTREOS	14
COBERTURA VEGETAL	16
GRABACIONES Y RUIDO	17
RIQUEZA DE ESPECIES	18
RELACIÓN ENTRE RUIDO Y RIQUEZA DE ESPECIES	19
ANÁLISIS DE CANTO EN FUNCIÓN DEL RUIDO	19
RESULTADOS	
GRABACIONES Y RUIDO	22
RIQUEZA DE ESPECIES	22
DIVERSIDAD DE ESPECIES	25
RELACIÓN ENTRE RUIDO Y RIQUEZA DE ESPECIES	27
ANÁLISIS DEL CANTO EN FUNCIÓN DEL RUIDO	28
ABUNDANCIA RELATIVA DE ESPECIES Y RUIDO	30
DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN	32
LITERATURA CITADA	38

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

FIGURAS	NOMBRE	PÁG.
1	REPRESENTACIÓN DE UNA ONDA DE SONIDO	6
2	FOTOGRAFÍA AÉREA DE LA RESERVA DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL	12
3	EJEMPLO DE LAS FLUCTUACIONES DE LA TEMPERATURA DIARIA	15
4	IMAGEN AÉREA DE LAS 3 ZONAS NÚCLEO	16
5	RIQUEZA DE ESPECIES EN FUNCIÓN DE LA COBERTURA ARBÓREA	25
6	DIVERSIDAD DE ESPECIES CON RESPECTO A LA CANTIDAD DE RUIDO URBANO MEDIO	26
7	DIVERSIDAD DE ESPECIES CON RESPECTO AL PORCENTAJE DE COBERTURA ARBÓREA	26
8	ESPECIES ENCONTRADAS EN LA REPSA	31
9	RELACIÓN ENTRE ABUNDANCIA RELATIVA E INTERVALO DE RUIDO	32
10	DISTRIBUCIÓN DE <i>CARDUELIS PINUS</i> DENTRO DEL ÁREA METROPOLITANA CON UNA ESCALA DE 1:500,000.	74

11 DISTRIBUCIÓN DE <i>ERGATICUS RUBER</i> DENTRO DEL ÁREA METROPOITANA CON UNA ESCALA DE 1:500,000.	75
CUADRO	NOMBRE
1 COMPARACIÓN DE LOS SISTEMAS COMUNICACIONALES	2
2 ESPECIES INCLUIDAS EN LOS ANÁLISIS SOBRE LA ESTRUCTURA DE CANTO	20
3 DISTRIBUCIÓN DEL RUIDO POR PUNTO DE MUESTREO DENTRO DE LA ZONA DE ESTUDIO	22
4 CLASIFICACIÓN DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS EN LA REPSA EN FUNCIÓN DE LA ABUNDANCIA	23
5 PORCENTAJE DE COBERTURA VEGETAL	24
6 RESULTADO DE LA REGRESIÓN BINOMIAL NEGATIVA DE LA RIQUEZA DE ESPECIES	27
7 RESULTADOS DE LOS ANOVAS	28
8 RESULTADOS DE LOS ANOVAS PARA OSCINOS	29
9 RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE T PARA EL GRUPO DE "OTROS"	29
10 ESPECIES CON DISTRIBUCIÓN EN LA REPSA CON SUS DATOS TAXONÓMICOS, ALIMENTACIÓN, Y CATEGORÍA DE PROTECCIÓN	49
11 ITINERARIO DE LAS GRABACIONES DE LOS CANTOS UTILIZADOS EN ESTE ESTUDIO	72
12 CANTOS REPRODUCIDOS DURANTE LAS GRABACIONES	73
13 DATOS OBTENIDOS DE LOS PUNTOS DE MUESTREO	74
14 ESPECIES Y SU ABUNDANCIA RELATIVA EN EL RUIDO	75
15 ESPECIES CON LA MAYOR ABUNDANCIA RELATIVA Y LAS CARACTERÍSTICAS DEL CANTO	77

RESUMEN

Diversos estudios se han realizado sobre las adaptaciones que presentan las aves para superar la barrera de sonido causada por el ruido urbano, pero pocos se han enfocado en los efectos del ruido antropogénico sobre la diversidad. El ruido antropogénico actúa como un factor de presión al representar una barrera para la comunicación auditiva entre congéneres, conformando dos grupos de aves: las que se adaptan al ruido y las que no realizan adaptación ninguna, lo cual, puede modificar su distribución original y así la diversidad de las mismas. En este estudio registramos el ruido antropogénico y los cantos de las aves, este último se utilizó para la identificación de las especies por medio de sonogramas y para el análisis de la variación del canto con respecto al ruido en siete puntos de la Reserva del Pedregal de San Ángel (México, D.F). No encontramos ninguna modificación en la frecuencia pico, frecuencia mínima, frecuencia máxima y ancho de banda del canto pero si encontramos que el nivel de ruido antropogénico y la hora afecta negativamente al número de especies . Esto genera un cambio en la composición de la comunidad de aves que a largo plazo podría provocar una disminución de especies de la zona urbana del sur de la Ciudad de México, desapareciendo las especies con menor tolerancia al ruido antropogénico.

I. INTRODUCCIÓN

El sistema acústico es el sistema de comunicación más utilizado junto con la visión en las aves. La visión no es el sistema más efectivo para la comunicación al disminuir su eficiencia con respecto a la intensidad de la luz, la obstrucción por

objetos y su corto alcance (Catchpole & Slater, 1995). Algunas ventajas y desventajas de los principales sistemas de comunicación están resumidas en la Cuadro 1. En este Cuadro podemos observar que el sistema más efectivo es el acústico pero es el de mayor costo energético. El costo de la producción del canto no es muy claro, se ha propuesto que el costo de la señal es dependiente de las condiciones ambientales y del individuo (Thomas, 2002; Ward *et al.*, 2003) o que no presenta un costo alto de producción para el individuo (Oberweger y Goller, 2001).

Cuadro 1. Comparación de los sistemas comunicacionales (Catchpole y Slater, 1995).

	Acústico	Visual	Químico	Táctil
Uso nocturno	Bueno	Pobre	Bueno	Bueno
Alrededor de objetos	Bueno	Pobre	Bueno	Pobre
Rango de cambio	Rápido	Rápido	Lento	Rápido
Capacidad de localización	Medio	Bueno	Pobre	Bueno
Costo energético	Alto	Bajo	Bajo	Bajo

Las señales acústicas han ido evolucionando para mejorar su eficacia en el paso de información entre el comunicador y el receptor (Boncoraglio y Saino, 2007; Brumm y Naguib, 2009; Guilford y Dawkins, 1991; Patricelli y Blickley, 2006). Estas señales puede ser afectadas por factores bióticos, como la densidad de la vegetación o por factores abióticos, como las condiciones atmosféricas

(Warren *et al.*, 2006), esto ha provocado que en las señales acústicas se seleccione las que presentan (1) menor degradación, definida como los cambios estructurales que una señal acumula a cierta distancia de la fuente (Morton, 1986), (2) disminución de la capacidad de detección por parte de las especies espías, que son las especies de predadores o parásitos (Yasukawa, 1989), (3) menor atenuación, definido como el decrecimiento progresivo de la intensidad de la señal en la propagación a distancia (Forrest, 1994; Ryan y Brenowitz, 1985) y (4) menor enmascaramiento por el ruido, clasificado como cualquier factor que reduce la habilidad del receptor de detectar o discriminar una señal, cuando este factor proviene del sonido externo se denomina ruido ambiental (Brumm y Slabbekoorn, 2005).

El ruido ambiental tiene un papel fundamental en la información que el receptor obtiene al determinar la calidad de la señal acústica, y por lo tanto influye en la evolución y adaptación del canto de las aves (Patricelli y Blickley, 2006).

En las aves la comunicación acústica ha evolucionado en distintos contextos como son la defensa del territorio, atracción pareja, llamadas de alarma, comunicación entre padres-descendencia y comunicación entre congéneres (Catchpole y Slater, 1995; Warren *et al.*, 2006). El ruido ambiental dificulta la comunicación lo que puede tener un efecto negativo en la adecuación del individuo ya que al generarse una pérdida vital de información y reducirse las distancias de transmisión de las señales acústicas, aumentar el riesgo de depredación o parasitismo y se alteraran los gastos de energía para la producción del canto (Read *et al.*, 2013).

En los ambientes naturales la comunicación acústica se ve limitada por el ruido ambiental y en los ambientes urbanos por el ruido antropogénico (Warren *et al.*, 2006). El ruido antropogénico se define como los sonidos producidos por la actividad humana, siendo más fuerte, frecuente y común que el ruido ambiental. Está caracterizado por ser de baja frecuencia y es provocado fundamentalmente por el ruido del transporte (aviones, automóviles, trenes) y la producción industrial (Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2009; Patricelli y Blickley, 2006; Warren *et al.*, 2006). El ruido antropogénico produce enmascaramiento de las señales acústicas, al limitar su detección y alcance (Brumm y Naguib, 2009; Slabbekoorn y Halfwerk, 2009). Como consecuencia el ruido antropogénico puede producir dos grupos de especies, las que toleran las grandes cantidades de ruido antropogénico y las que no, que pueden modificar su distribución original (Ríos-Chelén *et al.*, 2013; Slabbekoorn y Peet, 2003).

Además de producir enmascaramiento, el ruido ambiental presenta efectos negativos en la fisiología, el desarrollo, las funciones neuronales y en los genes de los animales, con consecuencias como daños a la audición, alteraciones del sueño, estrés crónico, reducción de fertilidad, daños en el desarrollo embrionario y enmascaramiento de las señales acústicas (Brumm, 2010; Kight y Swaddle, 2011; Turner *et al.*, 2005).

Diversos estudios han encontrado plasticidad (cambios en el fenotipo de un mismo individuo debido a los cambios en el ambiente) en los cantos con respuestas variadas al ruido antropogénico de corto plazo que puede derivar en adaptaciones de largo plazo (Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2009). Algunas de las adaptaciones

de corto plazo son las modificaciones a la frecuencia (número de ciclos que se realizan por segundo y se mide en Hercios, Hz, Figura 1; Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2009; Bermudez-Cuamatzin *et al.*, 2010; Fernández-Juricic *et al.*, 2005; Goodwin y Podos, 2013; Gross *et al.*, 2010; Halfwerk y Slabbekoorn, 2009; Nemeth *et al.*, 2013; Pohl *et al.*, 2012; Ríos-Chelén *et al.*, 2012; Slabbekoorn y Peet, 2003), amplitud (estado completo de la onda sonora, Figura 1, (Brumm, 2004; Brumm y Zollinger, 2011), ancho de banda (aumentando o disminuyendo su banda de frecuencia; Lohr *et al.*, 2003), horario de canto (con respecto a las horas de mayor ruido antropogénico; McClure *et al.*, 2013), aumento en la duración del canto (Brumm y Slater, 2006; Halfwerk y Slabbekoorn, 2009; Potash, 1972; Ríos-Chelén *et al.*, 2013) o la disminución de la duración en los intervalos de silencio entre cantos (Mendes *et al.*, 2011; Nemeth y Brumm, 2009). El ruido antropogénico puede producir cambios a largo plazo al seleccionar los canto que tengan una mejor transmisión de información al receptor (ej. selección de notas con una mayor frecuencia mínima, (Warren *et al.*, 2006).

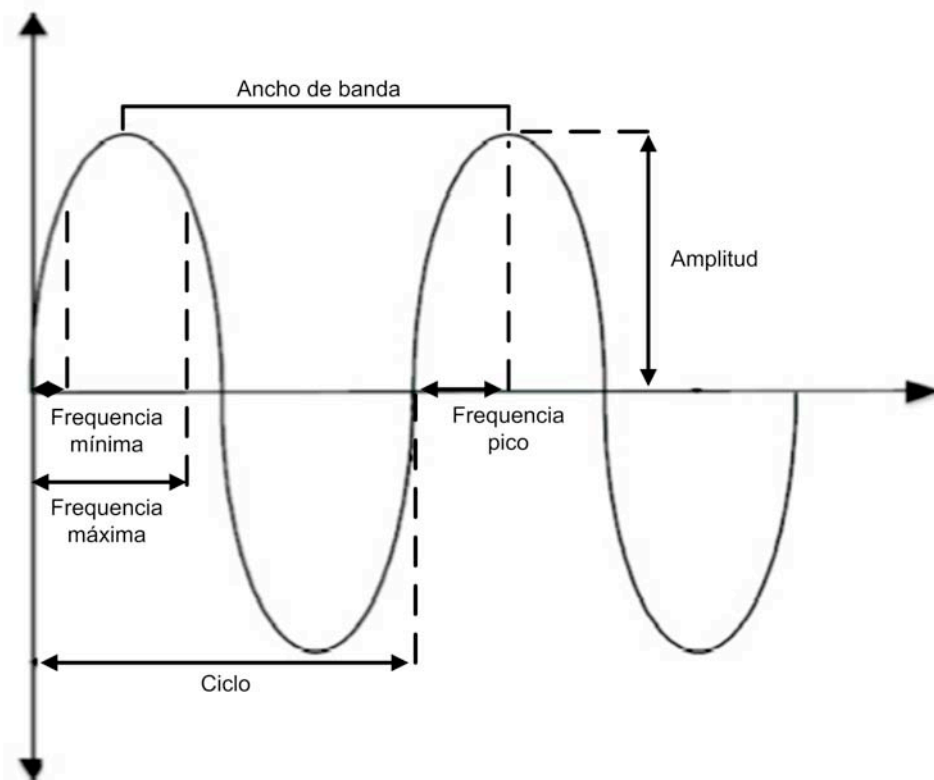


Figura 1. Representación de una onda de sonido con ancho de banda, frecuencia mínima, frecuencia máxima, frecuencia pico (parte del ciclo con la mayor amplitud) amplitud y ciclo, ver detalles en texto (modificado de Bermudez-Cuamatzin, 2013).

Se ha propuesto que la estrategia más eficiente para la transmisión del sonido es el aumento de la amplitud vocal, denominada también efecto Lombard (Lombard, 1911). Este efecto se define como el incremento de la amplitud vocal dependiente del ruido y ha sido observado en más de 15 especies de animales y mamíferos, además de en los humanos, siempre en estudios de laboratorio (Brumm

y Zollinger, 2011). Se ha demostrado que el incremento en la amplitud tiene una transmisión de 47%-53% en comparación con las señales de tono más bajas que se transmiten de 9%-13% (Nemeth y Brumm, 2010).

El cuidado parental también se ve afectado por el ruido antropogénico. Se ha reportado que las crías que se encuentran en el nido pueden aumentar la amplitud de sus vocalizaciones para solicitar alimento, principalmente en ambientes con altos niveles de ruido antropogénico. Esto desencadena que los padres proporcionen más alimento a las crías que desarrollan esta estrategia (Brumm, 2010). Pero no todas las estrategias de adaptación son exitosas, al estar limitadas por los costos energéticos y fisiología del individuo. Un ejemplo de ello es el gallo doméstico (*Gallus gallus domesticus*) en el que se demostró un incremento en la amplitud vocal a niveles medios de ruido decreciendo esta respuesta en niveles de intensidad muy altos (Brumm *et al.*, 2009).

El aprendizaje del canto en las de aves es un factor importante para la evolución del canto. En función del aprendizaje del canto las aves se clasifican en dos grandes grupos: los oscinos, que tienen la capacidad de aprender el canto y los suboscinos, que carecen de dicha capacidad. Por lo cual se ha propuesto que los suboscinos tienen una menor capacidad de adaptar su canto a nuevos ambientes, lo que limita la comunicación acústica y los beneficios que de ella pueden obtener (ej. apareamiento, alimento; Ríos-Chelén *et al.*, 2012).

Además de los estudios sobre las estrategias que permiten a las aves adaptarse al ruido, también se han realizado investigaciones sobre cómo impacta

el ruido antropogénico las comunidades de aves. A este respecto se ha encontrado reducciones en el número de especies y en el éxito del nido entre las zonas con niveles de ruido antropogénico alto (Francis *et al.*, 2011a; Francis *et al.*, 2011b).

Una revisión de estos estudios se demuestra que las aves presentan algún tipo de adaptación al ruido ambiental-antropogénico, observándose una gran plasticidad en las vocalizaciones. Siendo estas adaptaciones clave en las aves para el éxito reproductivo de las mismas, teniendo posiblemente repercusión en la estructura de la población (Brumm, 2004; Habib *et al.*, 2006). Aunque se ha propuesto que estos cambios podrían ser causados por la intensa interacción entre la alta densidad de aves que se encuentra en las áreas urbanizadas o por una adaptación fisiológica causada por estrés (e.j. el aumento en testosterona produce frecuencias bajas en el canto; Cynx *et al.*, 2005; Nemeth y Brumm, 2009).

Los efectos al ruido ambiental-antropogénico en las aves son de suma importancia pues en la actualidad afectan grandes extensiones hábitats naturales, y se estima que las zonas urbanas y el ruido antropológico solo aumentarán (Halfwerk, 2012; McDonald *et al.*, 2008; Warren *et al.*, 2006), dada esta expansión es importante estudiar las adaptaciones que las aves pueden presentar a diferentes características del "nuevo ambiente".

Las zonas urbanas producen disminución en la riqueza de especies (número de especies de flora y fauna diferentes presentes en un determinado espacio), abundancia (número de individuos por especie) y diversidad (medida de

la relación entre la riqueza de especies y la abundancia relativa; Melic, 1993) en comparación con zonas rurales (Clergeau *et al.*, 1998; Reijnen *et al.*, 1995). La abundancia de cada especie de aves se puede mantener igual, disminuir o aumentar con respecto a las zonas no urbanizadas, en las zonas urbanas el establecimiento de especies se ve limitada además de la comida y los depredadores, por las especies dominantes que contribuyen con una gran abundancia a las poblaciones ocupando la mayor parte del territorio (Shochat *et al.*, 2010), en ningún de estos estudios se analizó el efecto de los altos niveles de ruido.

Se ha propuesto que las aves se distribuyen en las zonas urbanas por el aumento en la cantidad de comida y por la disminución en el riesgo de ser depredado (Tigas *et al.*, 2002), a pesar de que los principales depredadores son animales ferales o domésticos como los gatos (Haskell *et al.*, 2001).

Los parques y las reservas ecológicas sirven como refugio para muchas especies animales (Baker y Graf, 1989). Estas zonas en las ciudades presentan un espacio clave para mantener las poblaciones de aves, a pesar de ser un espacio fragmentado. Por ejemplo en México, la Ciudad de México presenta 330 spp. de aves (Wilson, 1993) representando el 30.84% de las aves del territorio mexicano (Banks *et al.*, 2008).

La Reserva del Pedregal de San Ángel (REPSA) es la única con características físicas del matorral xerófilo (Castillo-Argüero *et al.*, 2004), estando constituida por una gran cantidad de microambientes que han servido como

hábitat para una gran diversidad de especies (Álvarez *et al.*, 1989), contiene el 45% de la avifauna metropolitana del Distrito Federal (Chávez y Gurrola, 2009).

La Ciudad de México, una de las ciudades más grandes, pobladas y presumiblemente de las más ruidosas de Latino América (Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2009), es un lugar adecuado para estudiar los efectos del ruido urbano en la comunidad de aves, pues aún no sabemos cómo el ruido antropogénico afecta en la distribución y riqueza de las especies de aves.

II. OBJETIVO

Determinar la distribución y riqueza de las especies de aves de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de la Ciudad de México, con respecto a los niveles de ruido urbano que se presentan en diferentes zonas con estructura vegetal similar.

III. HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN

El ruido afecta negativamente a las aves, disminuyendo la riqueza de especies en zonas con alto nivel de ruido. Las especies que se distribuyen en zonas de altos niveles de ruido deben presentar estrategias para superar la barrera de sonido, como aumentar la frecuencia pico, frecuencia mínima, frecuencia máxima o amplitud de sus vocalizaciones.

- Si el ruido urbano afecta negativamente a las aves esperamos encontrar una menor riqueza de especies de aves en zonas con altos niveles de ruido urbano con respecto a las que habitan lugares silenciosos.

- Si las aves presentan estrategias que las hace más tolerantes al ruido, encontraremos especies que como resultado de esta tolerancia presenten una distribución amplia en los niveles de ruido alto, medio y bajo.

IV. METODOLOGÍA

IV. I. Zona de estudio:

Este estudio se realizó en la Reserva del Pedregal de San Ángel ó REPSA (REPSA, 2007) que está conformada por 237 ha y se encuentra localizada dentro de Ciudad Universitaria, al sur de la Ciudad de México (19 17' N, 99 11'O), entre los 2250 y 3100 m.s.n.m. (Figura 2). Esta reserva está constituida por zonas de amortiguamiento y zonas núcleo; las zonas de amortiguamiento son las áreas de la Reserva Ecológica sujetas a uso restringido para protección ambiental cuya presencia permite reducir el efecto de la perturbación antropogénica sobre las zonas núcleo, que son las áreas de la Reserva Ecológica que por su alto grado de conservación y diversidad están sujetas a protección estricta (Navarrete, 2006), siendo para nuestro estudio de mayor importancia analizar las zonas núcleo.

Se caracteriza principalmente por tener roca volcánica y un suelo joven poco profundo, cuyo origen es eólico y orgánico (Cano-Santana *et al.*, 2008). Presenta un clima templado sub-húmedo con régimen de lluvias en verano; se localiza entre las isotermas de 15.3° C y 15.6° C y entre las isoyetas de 814.7 mm y 952.7 mm, con un promedio de 870.2 mm al año (REPSA, 2007).

Para este estudio elegimos áreas de la REPSA procurando minimizar sus diferencias en la estructura vegetal. Aunque la pendiente del suelo y la profundidad son muy variables dentro de la REPSA, las variables involucradas directamente con la estructura y composición de la vegetación - cantidad de luz incidente y altitud- son homogéneas dentro de la reserva (Lawton & Jones 1995; Santibañez 2005). A su vez, la cantidad de luz incidente, la latitud y la vegetación son importantes para la distribución de las especies de aves (Ambarlı y Bilgin, 2014).



Figura 2. Fotografía aérea de la Reserva del Pedregal de San Ángel subdividida en sus diferentes zonas. Se resalta en rojo el perímetro de las zonas núcleo que presenta una superficie de 171 ha, y en azul claro el de las zonas de amortiguamiento con 66 ha (SEREPSA, 2008).

La vegetación de la REPSA se caracteriza por los matorrales xerófilos, resultado de la ausencia de suelo (Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 1989). La comunidad vegetal dominante se compone de matorral de palo loco (*Pittocaulon praecox*), tepozán (*Buddleia* spp.), tabaquillo (*Wigandia urens*), copal (*Bursera* spp.) y un gran número de especies herbáceas, muchas de ellas endémicas del Pedregal (REPSA, 2007).

Chávez y Gurrola (2009) reportaron en la REPSA 148 especies de aves, 84 residentes (57%) y 64 migratorias (43%), distribuidas en 14 órdenes y 37 familias. La familia con más especies en la REPSA es Parulidae (19 especies, 12%), seguida de Tyrannidae (14 spp.; 9.4%), Trochilidae (12; 8.1%) y Corvidae e Icteridae (7 spp.; 4.7% cada una; Chávez y Gurrola, 2009, basado en datos de Chávez y Gurrola 2005, quienes registraron 125 especies). Esta riqueza de especies sugiere un buen estado de conservación pese a que la REPSA está rodeada por una gran zona urbana (Chávez y Gurrola, 2009; San *et al.*, 2010).

Las especies encontradas en esta tesis fueron clasificadas por la abundancia dada en el inventario de Chávez y Gurrola (2009; Apéndice 1). Respecto a sus hábitos alimenticios las aves de la REPSA se clasifican en insectívoras (52 especies; 35%), granívoras (18 spp. 12.1%), frugívoras (17 spp.;

11.4%) y omnívoras (10 spp.; 6.7%) (Chávez y Gurrola, 2009). La abundancia y diversidad de especies insectívoras se asocia con una alta diversidad (871 especies) y abundancia de artrópodos en la REPSA, dentro de los que destacan 735 especies de Insecta (90%), 50 Arachnida (6.1%), 20 Acarida, un Chilpoda y 10 Crustacea. Los órdenes de insectos con mayor número de especies son Lepidoptera (309; 37.8%), Hymenoptera (74; 9.1%), Homoptera (61; 7.5%), Diptera (60; 7.3%) y Coleptera (58; 7.1%) (Rueda y Cano-Santana, 2009).

IV. II. Muestreos

Los muestreos se realizaron desde mediados de Enero del 2012 a finales de Abril del mismo año, se eligieron estas fechas para contar en las especies migratorias de invierno y las especies residentes, siendo estas fechas el inicio de la época reproductiva, presentando mayor cantidad de cantos a causa de los repertorios de apareamiento. Visitamos cada sitio al menos una vez al mes, durante la mañana y tarde de acuerdo al programa de muestreo que aparece en el Apéndice 2. Restringimos los muestreos a días laborales (lunes a viernes) de las 7:00 a las 10:00 h y de las 16:30 a las 19:00 h, lo que incluye las horas en las que las aves están más activas evitando así las horas de mayor calor (Figura 3; SMN, 2011); trabajamos bajo condiciones meteorológicas ideales, es decir sin viento ni lluvia.

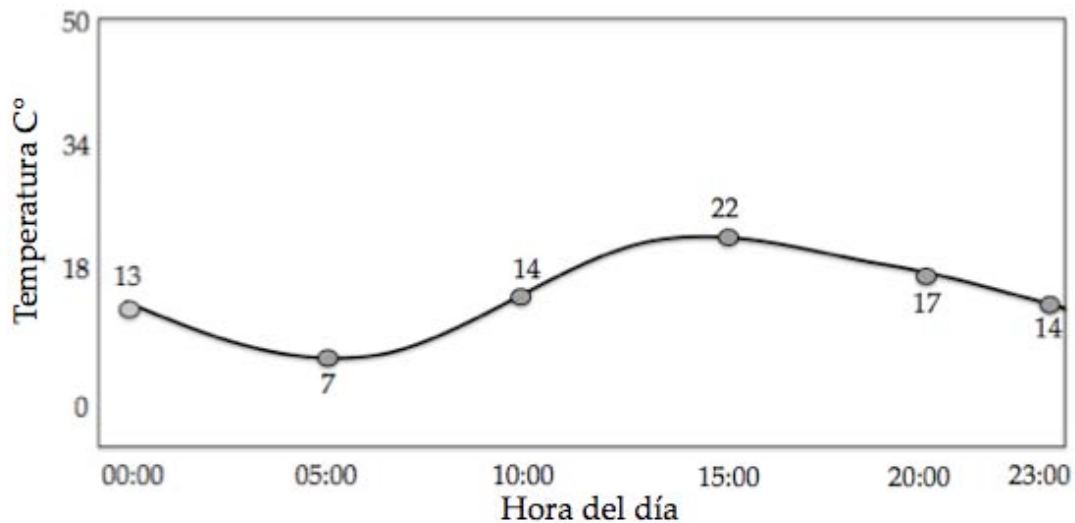


Figura 3. Ejemplo de las fluctuaciones de temperatura diaria (16 de enero del 2011) en el Distrito Federal, usado para identificar las horas de mayor calor (10:00 - 16:00 h).

En cada una de las tres zonas núcleo establecimos tres puntos fijos excepto en la zona núcleo 1 debido al poco espacio disponible solo contiene un punto, se eligieron los puntos que presentaban la menor perturbación en vegetación en un radio de 120 m, estos puntos se colocaron a diferentes distancias de la fuente de ruido antropogénico (avenida, Figura 4). Desde estos puntos medimos tres variables en un radio de 120 m: cobertura arbórea (usando imágenes aéreas; ver Figura 2), grabación de cantos espontáneos de aves y grabación de cantos de aves en respuesta a reproducciones estandarizadas de cantos (Turcotte y Desrochers, 2002); Apéndice 3). Se tomó el radio de 120 metros para poder realizar por cada zona cuatro muestreos, de las cuales tres se realizaron a una distancia de 40 m entre cada una, para evitar grabar a los mismo individuos.



Figura 4. Imagen aérea de las 3 zonas núcleo, en la esquina inferior derecha observamos a la zona 1, en la esquina superior derecha se ubica la zona 2, y en a esquina superior izquierda está la zona 3. Los puntos de muestreo están determinados con los círculos rojos y fueron obtenidos a partir de Google Earth Pro 7.1.1.1888 para Mac OSX (10.7.5), tomando las medidas de vegetación arbórea como se muestra en el cuadro de la esquina inferior izquierda.

IV. III. Cobertura vegetal

Determinamos la cobertura arbórea y arbustiva por medio del programa Google Earth Pro 7.1.1.1888 para Mac OSX (10.7.5) (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; Figura 2, Apéndice 4).

Se analizó la correlación entre la riqueza de especies y la cobertura vegetal por medio de índice de correlación de Spearman para valores no paramétricos en IBM SPSS Statistics 2.0.

IV. IV. Grabaciones y Ruido

Durante el muestreo registramos cantos en audio cassettes TDK™ SA60, usando un micrófono direccional Rode™ NTG-2 conectado a una grabadora Marantz PMD221. Para el registro de ruido hicimos seis registros durante un minuto con un intervalo de 10 segundos, dirigiendo hacia arriba el sensor de un sonómetro digital SEW® 2310 SL de acuerdo al siguiente protocolo de muestreo: 1) medición inicial de ruido, 2) 5 min de grabación de cantos espontáneos, 3) 1 min de reproducción estandarizada de cantos, 4) 5 min de grabación de cantos evocados por la reproducción 5) medición final de ruido 6) cambio de ubicación dentro del punto con una distancia de 40 m con respecto a dirección cardinal designada al azar (Apéndice 2).

La reproducción de cantos (grabaciones del Laboratorio de Conducta Animal del Instituto de Ecología, UNAM) se realizó seleccionando aleatoriamente entre diferentes registros de especies cuya presencia se ha registrado en la REPSA (Apéndice 2). Cada canto fue reproducido durante un minuto, mediante una bocina portátil Mobo™ conectada a un teléfono celular Nokia™ 330 y colocada 1 m por arriba del suelo (Gunn *et al.*, 2000). Las grabaciones fueron reproducidas a una intensidad media, calculada por medio de los niveles de la bocina.

Se realizaron 960 mediciones de ruido cada punto muestra fue medido seis veces durante cada una de las cuatro grabaciones que se realizaban en cada una de las tres visitas de la mañana y de las tres visitas por la tarde, lo que supone un total de 144 mediciones de ruido en seis puntos ($n = 864$), y 96 mediciones del punto 2.1, que fue visitado solamente dos veces por la mañana y dos por la tarde (antes de que sufriera un incendio).

Para el análisis obtuvimos el ruido promedio de las seis medidas de cada grabación, (representado por 24 valores en cada punto; seis medidas promedio por cuatro grabaciones) excepto el punto 2.1, (representado 16 valores; por cuatro medidas promedio de cuatro visitas).

IV. V. Riqueza de especies

Identificamos las especies de aves mediante dos métodos: 1) identificación visual al momento de efectuar las grabaciones por medio de unos binoculares Nikon y diversas guías de identificación (Del Olmo y Emilio Roldán, 2007; Perlo, 2006) y 2) comparación de las grabaciones con ejemplos tomados de colecciones de cantos disponibles en internet (Xenocanto y Avibase; Tubaro, 1999) utilizando el programa Avisoft SASLab™.

IV. VI. Diversidad de especies

Caracterizamos la diversidad de especies por medio del índice de Shannon

($H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$), utilizando como medida para el análisis la abundancia relativa

de cada especie a partir de su ocurrencia en las grabaciones (registro 1/0,

dependiendo de si el canto de la especie ocurría o no, solo se tomaba un valor por grabación por lo cual puede ser que dentro de la grabación hubieran dos individuos pero solo se toma como un solo individuo, por lo que nuestros datos están subestimados). Evaluamos la posible relación entre el índice de la diversidad y 1) la cantidad de ruido y 2) la cobertura arbórea.

IV. VI. Relación entre ruido y riqueza de especies.

Se obtuvo un índice de frecuencia de especies para los diferentes puntos de muestreo y las diferentes horas (mañana o tarde), por medio de la ecuación $F_s = \text{número de especies encontradas} / \text{número máximo de especies encontradas por punto en el estudio (=21)}$; estos valores se distribuyen de 0 a 1.

Con ayuda del programa RStudio para Mac (RStudio, 2013) ajustamos un modelo de regresión binomial negativo. En el primer modelo la variable de respuesta fue la riqueza de especies y los efectos que se incluyeron fueron la hora, el ruido y el punto de muestreo anidado con el área, en este modelo las variables de punto y área no fueron significativas. El modelo final contiene como efectos la hora y el ruido, con la misma variable de respuesta.

V. VII. Análisis de canto en función del ruido

Al no distribuirse homogéneamente las especies en los diferentes sitios, decidimos seguir la estrategia de Patón *et al.* (2012) y dividimos el nivel de ruido en tres categorías; bajo (37.43 - 47.43 dB), medio (47.44 - 57.43 dB) y alto (57.44 - 67.53 dB), para poder tener tres niveles de ruido en los cuales se encuentren mejor

distribuidas las especies, con más cantidad de valores de cada una y por ende un mejor análisis.

Las especies presentes en al menos dos categorías de ruido fueron representada en el análisis por tres cantos por categoría de ruido elegido aleatoriamente (provenientes de diferentes grabaciones). Además, para explorar la posible relación entre aprendizaje del canto y cambios en los atributos del canto en función del ruido, dividimos a las especies en Oscinos, Suboscinos y no Passeriformes (Columbidae, n = 2; Picidae, n = 1; y Trochilidae, n = 2) De cada canto obtuvimos a) ancho de banda, b) frecuencia máxima, c) frecuencia mínima y d) frecuencia pico de canto, estas variables son las que se han estudiado anteriormente, el volumen del canto no se analizó dado que este varia a partir de la distancia para estudiar el cambio del canto provocado por el ruido antropogénico en estudios de campo y es difícil.

Para el análisis de las características del canto obtuvimos los datos del espectrograma logarítmico producido por © Avisoft Bioacoustics SAS Lab pro y calculamos los promedios de cada variable por especie. Realizamos un ANOVA con el programa IBM SPSS Statistics 2.0 y NCSS Statistical Software por cada una de las características del canto (Cuadro 2).

Cuadro 2. Especies incluidas en los análisis sobre la estructura de canto (solamente usamos aquellas representadas por lo menos en dos categorías de ruido).

Especie	Familia	Grupo	Ruido bajo	Ruido medio	Ruido alto
---------	---------	-------	------------	-------------	------------

<i>Vireo huttoni</i>	Vireonidae	Oscino	✓	✓	
<i>Tyrannus vociferans</i>	Tyrannidae	Suboscinos	✓	✓	✓
<i>Turdus rufopalliatus</i>	Turdidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Turdus migratorius</i>	Turdidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Thryomanes bewickii</i>	Troglodytidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Spizella passerina</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Spizella atrogularis</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Icteridae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Psaltriparus minimus</i>	Aegithalidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Pipilo fuscus</i>	Emberizadae	Oscino	✓		
<i>Picoides scalaris</i>	Picidae	Otro	✓	✓	
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Cardinalidae	Oscino	✓	✓	
<i>Passerina caerulea</i>	Cardinalidae	Oscino	✓	✓	
<i>Passer domesticus</i>	Passeridae	Oscino	✓	✓	
<i>Melospiza melodia</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Hirundo rustica</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	
<i>Geothlypis nelsoni</i>	Parulidae	Oscino	✓	✓	
<i>Ergaticus ruber</i>	Parulidae	Oscino	✓	✓	
<i>Dendroica townsendi</i>	Parulidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Cyananthus latirostris</i>	Trochilidae	Otro	✓	✓	✓
<i>Catherpes mexicanus</i>	Troglodytidae	Oscino	✓	✓	
<i>Carpodacus mexicanus</i>	Fringillidae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Carduelis pinus</i>	Fringillidae	Oscino	✓	✓	
<i>Atlapetes pileatus</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	✓
<i>Aphelocoma californica</i>	Emberizadae	Oscino	✓	✓	
<i>Amazilia beryllina</i>	Trochilidae	Otro	✓	✓	
Spp. desconocidas (10, 7, 73 y 45)		Otro	✓	✓	

Para analizar si los cambios en las características del canto se debía mayoritariamente a la distribución de especies de cada taxa en las diferentes condiciones de ruido, dividimos las especies en Oscinos, Suboscinos y Otros (Ríos-Chelén *et al.*, 2012). Utilizamos nuevamente ANOVAs para comparar las variables del canto entre Oscinos y pruebas de T para Otros por contar con solo dos categorías comparables, con respecto a las categorías de ruido. No se incluyó a los Suboscinos porque están representados en nuestra muestra únicamente por una especie.

Se utilizaron para los análisis los paquetes estadísticos SPSS y NCSS.

V. RESULTADOS

V. I. Grabaciones y Ruido

Los promedio de ruido ambiental encontrados en nuestras 960 grabaciones se desglosan en el Cuadro 3, se obtuvo un rango de ruido de 37.43-67.53 dB ($x = 45.7 \pm 5.06$). El punto con mayor ruido promedio fue 2,2 y el de menor fue 1,1.

Cuadro 3. Distribución del ruido (dB) por punto de muestreo dentro de la zona de estudio.

Punto de muestreo	Nivel de ruido		
	Máximo	Mínimo	Promedio
3,3	58.18	42.03	50.1
3,2	58.58	39.43	49
3,1	55.1	38.73	46.91
2,3	54.51	42.3	48.4
2,2	67.53	37.43	52.48
2,1	52.15	37.55	44.85
1,1	49.86	39.41	44.63

La asociación entre estos promedios y la riqueza de especies registradas en cada punto se evalúa posteriormente.

V. II. Riqueza de especies

En nuestras grabaciones detectamos un total 30 especies, lo que significa el 20% de las 148 spp. reportadas en la REPSA, además de ocho registros que no pudimos asignar a ninguna especie. Como era de esperar, la mayoría de las

especies que identificamos corresponden a las que Chávez y Gurrola (2009) clasificaron como muy abundantes (n = 5), abundantes (n=11) y comunes (n = 11), y solamente registramos una especie clasificada como rara (Apéndice 1). Nuestra muestra incluye dos especies (el dominico pinero *Carduelis pinus* y el chipe rojo *Ergaticus ruber*) las que no mencionan en el de Chávez y Gurrola (2009) (Apéndice 5, poner cita), pero fueron identificadas por un experto en el tema (Manuel Grosselet quien cuenta con más de 130 grabaciones de canto aceptadas por xenocanto para el Distrito Federal). Veintitrés de las 30 especies que registramos son residentes en la REPSA, cuatro son visitantes de verano, dos son visitantes invernales y una introducción desde Europa.

Si bien registramos un mayor porcentaje de aves en las categorías de mayor abundancia (Cuadro 4), la distribución de nuestros datos en función de abundancia es diferente de la que se esperaría a partir de las clasificaciones de Chávez y Gurrola (2009; $\chi^2 = 20$, gl. = 4, $P = 0.0005$), probablemente por el gran número de especies raras y muy raras en la REPSA.

Cuadro 4. Clasificación de las especies encontradas en la REPSA en función a su abundancia según Chávez y Gurrola (2009). MR = muy rara, R = rara, C = común, A = abundante y MA = muy abundante.

Clasificación de abundancia	MR	R	C	A	MA	Totales
Totales en REPSA	37	30	42	24	12	145
Total en este estudio	0	1	11	11	5	28
% de presencia por abundancia	0	3.33	26.19	45.83	41.66	

Cobertura vegetal

Obtuvimos un mínimo de porcentaje de la cobertura arbórea del 24.08% al 85.25%, la mayoría de los puntos presentaron una cobertura arbórea entre el 35% y el 52% (Cuadro 5).

Cuadro 5. Porcentajes de cobertura vegetal.

Punto de muestreo	Cobertura vegetal (%)	
	Arbórea	Pastos
3,3	51.19	48.81
3,2	44.41	55.59
3,1	44.1	55.9
2,3	85.25	14.75
2,2	35.95	64.05
2,1	45.31	54.69
1,1	24.08	75.98

Encontramos que la riqueza de especies en cada punto se puede describir en función de la proporción del área cubierta por árboles), aunque la asociación es solo marginalmente significativa ($R^2 = 0.521$, $P = 0.068$, Figura 5).

Se obtuvo una correlación alta entre la cobertura arbórea y la riqueza de especies, sin ser esta correlación estadísticamente significativa (0.618 , $P = 0.139$).

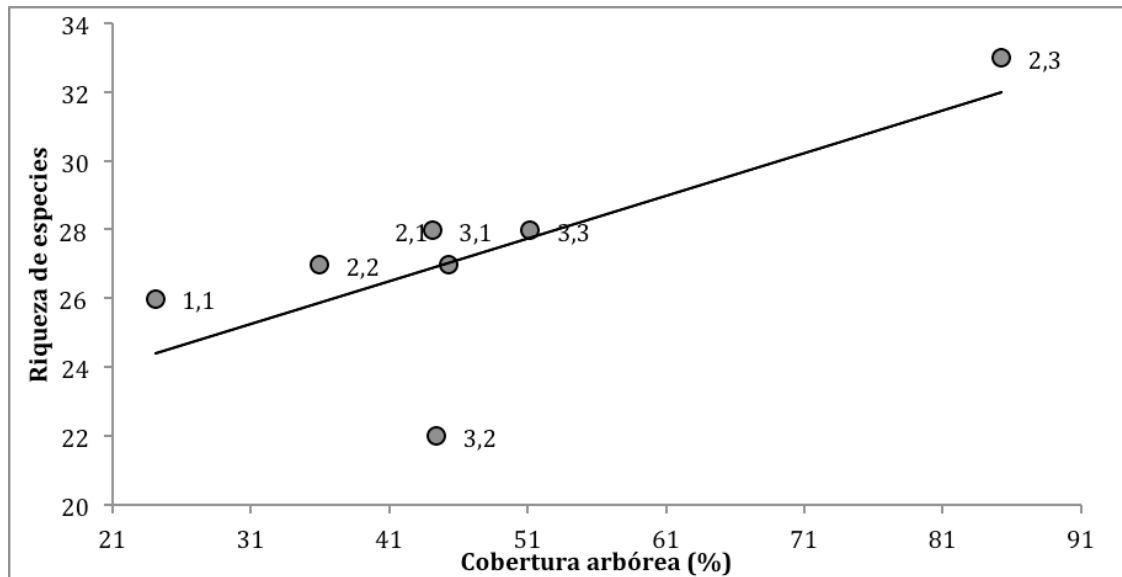


Figura 5. Riqueza de especies en función de la cobertura arbórea. Se indica la zona a la que pertenece cada uno de los puntos.

V. III. Diversidad de especies

Encontramos que la diversidad de especies no está significativamente asociada con el nivel de ruido ($R^2 = 0.17$, $gl = 5$, $P = 0.35$, Figura 6), y sólo marginalmente asociada con la cobertura arbórea ($R^2 = 0.46$, $gl = 5$, $P = 0.09$, Figura 7).

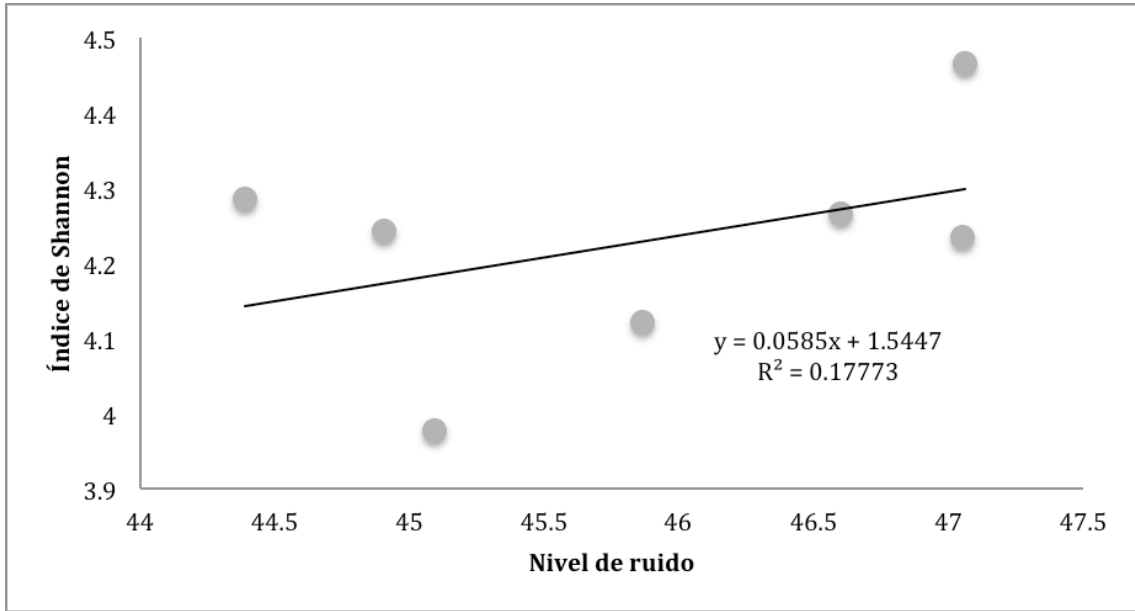


Figura 6. Diversidad de especies con respecto a la cantidad de ruido urbano medido en cada sitio de muestreo.

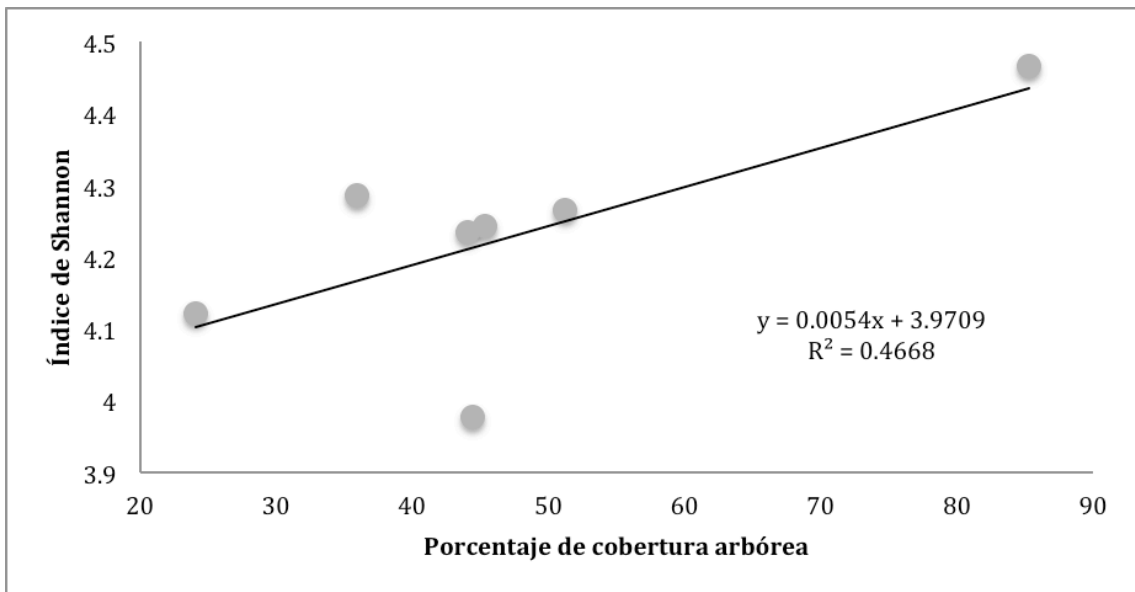


Figura 7. Diversidad de especies con respecto al porcentaje de cobertura arbórea en cada sitio de muestreo.

V. IV. Relación entre ruido y riqueza de especies.

Cuando cuantificamos la cobertura vegetal encontramos que aunque la diversidad total de especies por sitio se incrementa con la proporción de área arbórea, el efecto fue sólo marginalmente significativo. Un análisis correlativo igualmente grueso sugirió que el ruido tiene un efecto menos significativo (Figura 5), pero este análisis elimina la varianza temporal, al no tomar variables como la hora y el ruido. Evaluamos la asociación entre ambas variables utilizando un modelo estadístico mejor ajustado a los efectos que queríamos analizar, encontramos que el ruido influye de manera muy sustancial y significativa en la abundancia de especies detectadas encada sitio.

Encontramos por medio de la regresión binomial negativa una disminución significativa en la riqueza de especies con respecto al ruido y a la hora. En el ruido se encontró una disminución en el número logarítmico esperado de 0.002 ($P=0.001$) y en la hora con una disminución de 0.74 ($P=<0.001$). Se comparó este modelo con un modelo Poisson y se obtuvo que el modelo de regresión binomial negativa era más adecuado para nuestros datos debido a la sobredispersión de los mismos (Cuadro 6).

Cuadro 6. Resultados de la regresión binomial negativa del modelo de la riqueza de especies. Se muestra el estimado de la pendiente (β), el error estándar de (β ; ES(β)), los valores de Z y la probabilidad de Z ($P(>z)$).

β	ES (β)	Valor z	$P (>z)$
---------	----------------	---------	----------

Variable dependiente: riqueza de especies

Ordenada al origen	4.35	0.385	11.279	<0.001
Ruido	-0.024	0.007	-3.209	0.001
Hora	-0.74	0.069	-10.686	<0.001
Modelo $X^2=3.3$ $P=0.034$				
2 x log-likelihood= -739.6				
$\sigma^2_{residual}= 182.93$ $gl= 136$				
AIC= 747.6				

V. V. Análisis del canto en función del ruido

No encontramos diferencias significativas entre condiciones de ruido en frecuencia mínima, frecuencia máxima, frecuencias pico o ancho de banda (Cuadro 7).

Cuadro 7. Resultados de los ANOVAs, se comparan las cuatro características del canto entre condiciones de ruido.

Variable	Nivel de ruido	P			Promedio (\pm EE) (Hz)
		Bajo	Medio	Alto	
Frecuencia mínima	Bajo		1.16	0.47	4161 (1656)
	Medio	0.28		0.02	4621 (1775)
	Alto	0.49	0.89		4542 (1694)
Frecuencia máxima	Bajo		0.98	0.34	4336 (1666)
	Medio	0.32		0.03	4759 (1773)
	Alto	0.56	0.86		4660 (1669)
Frecuencia pico	Bajo		0.65	0.13	4238 (1691)
	Medio	0.42		0.081	4691 (1773)
	Alto	0.71	0.77		4468 (1711)
Ancho de banda	Bajo		0.32	0.43	174 (327)
	Medio	0.57		0.04	136 (231)
	Alto	0.51	0.83		117 (133)

No detectamos ningún efecto en los cantos de las aves que clasificamos como Oscinos y Otros (que incluye tres especies que logramos identificar y otras siete cuya identidad no pudimos establecer, probablemente porque que nuestras grabaciones registraron llamados, en vez de cantos; Cuadro 8 y 9).

Cuadro 8. Resultados de los ANOVAs para Oscinos, compara las cuatro características del canto entre condiciones de ruido.

Variable	Nivel de ruido	P			Promedio (\pm EE) (Hz)
		Bajo	Medio	Alto	
Frecuencia mínima	Bajo		0.34	0.13	4450 (1611)
	Medio	0.56		0.01	4731 (1635)
	Alto	0.72	0.91		4665 (1808)
Frecuencia máxima	Bajo		0.25	0.05	4623 (1611)
	Medio	0.62		0.02	4865 (1635)
	Alto	0.82	0.86		4760 (1808)
Frecuencia pico	Bajo		0.11	0.74	4525 (1643)
	Medio	0.73		0.4	4796 (1642)
	Alto	0.39	0.52		4730 (1803)
Ancho de banda	Bajo		0.21	0.53	172 (375)
	Medio	0.64		0.12	132 (255)
	Alto	0.47	0.73		94 (102)

Cuadro 9. Resultados de las pruebas de T para el grupo Otros, comparando las cuatro características del canto entre condiciones de ruido.

Variable	Nivel de ruido	P			Promedio (\pm EE) (Hz)
		Bajo	Medio	Alto	
Frecuencia mínima	Bajo		3.01		3711 (1618)
	Medio	0.10			4362 (2241)
	Bajo		3.32		3711 (1607)

Frecuencia máxima	Medio	0.08		4362 (2288)
	Bajo		3.1	3609 (1626)
Frecuencia pico	Medio	0.98		4295 (2275)
	Bajo		0.73	185 (154)
Ancho de banda	Medio	0.4		153 (145)

V. VI. Abundancia relativa de especies y ruido

Obtuvimos los datos de abundancia relativa (número de grabaciones en las que aparece cada especie) de la misma manera que en la sección de *Riqueza de especies*, y evaluamos si se asocia con la diversidad de condiciones de ruido en que se encuentra cada especie (= intervalo de valores de ruido en que fue detectada). Encontramos que las especies más abundantes fueron grabadas en un mayor intervalo de condiciones de ruido ($r = 0.79$, Figuras 9 y 10). Los intervalos de ruido en que grabamos a las especies con su abundancia se muestran en el Apéndice 6.

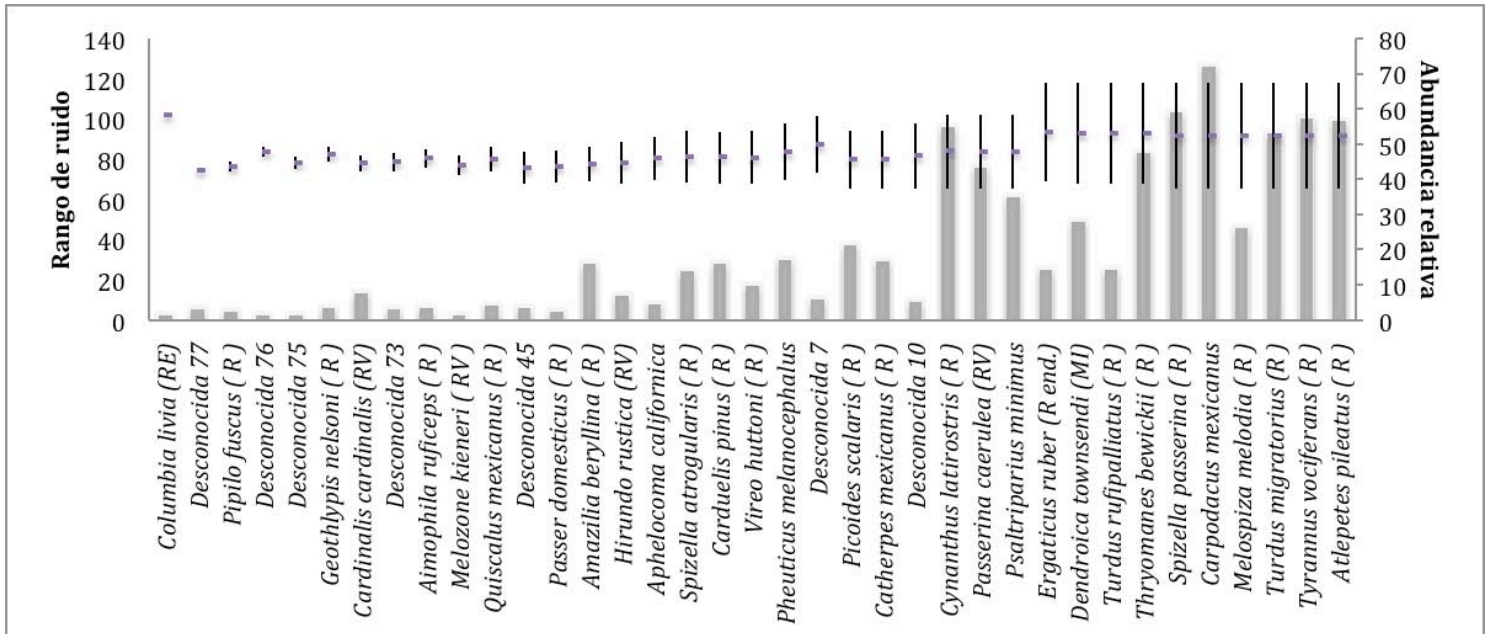


Figura 8. Especies encontradas en la REPSA (eje X), R = especies residentes, RV = especies residentes en verano, RE = especies residentes exóticas y MI = las migratorias en verano (según Chávez y Gurrola, 2009). El eje Y izquierda indica el rango de distribución, se muestra en líneas el mínimo, máximo y promedio del ruido antropogénico en el que fueron detectadas las especies, estos valores son en dB. En el eje Y de la derecha se encuentra la abundancia relativa de cada especie, esta se representa con las barras

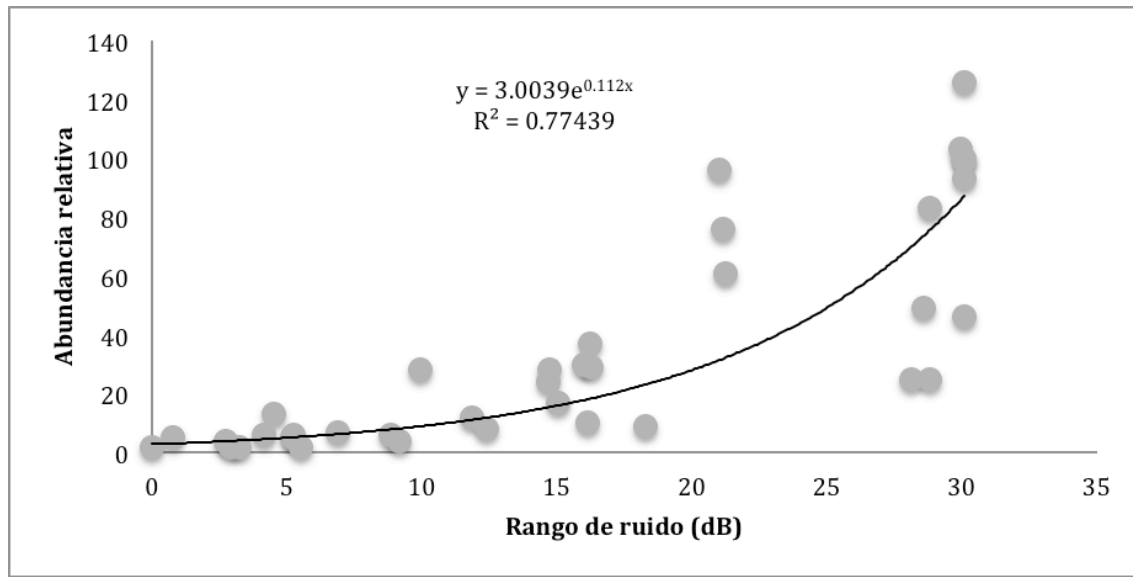


Figura 9. Relación entre abundancia relativa e intervalo de ruido, cada punto simboliza una especie con su línea de tendencia exponencial.

VI. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Varios estudios han caracterizado el efecto del ruido en la comunicación de las aves (Brumm, H., 2004, Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2010), pero son pocos los estudios encaminados a entender la magnitud de los efectos del ruido urbano en la abundancia y riqueza de especies en las ciudades (Francis *et al.*, 2009; Patón *et al.*, 2012). Esto se debe, en parte, a que existen otros factores como la cantidad de luz disponible, la altitud o la vegetación que influyen en la diversidad, abundancia y riqueza de la avifauna de las ciudades. Los resultados encontrados por Santibáñez (2005) demuestran homogeneidad en la luz y la altitud en la zona de estudio, por lo que estas dos variables no influyen en la diversidad, riqueza y abundancia de la avifauna.

Por otro lado, dado que la cantidad y tipo de vegetación en las áreas verdes urbanas influye en la regulación local de la temperatura y en la transmisión de sonidos (Lyon *et al.*, 1977; Pitelka, 1941), las variaciones en la vegetación entre nuestros puntos de muestreo sí podrían determinar diferencias en la riqueza de especies de aves (Cueto y Lopez, 1999), pero en este estudio la vegetación no tuvo significancia con respecto a la riqueza de especies.

En el primer análisis de regresión binomial negativa se colocó a las zonas como un factor más para explicar nuestra variable de riqueza de especies, la relación de esta variable no fue significativa. La variable de zona es tomada como la variable de vegetación, pues como fue descrito anteriormente la vegetación se describió por medio de las zonas (% de cobertura arbórea por zona). Esto demuestra que en nuestro estudio la vegetación no es una variable explicativa de la riqueza de especies. Al mismo tiempo, estas zonas con mayor vegetación puede actuar una protección hacia el ruido al reducirlo (Samara y Tsitsoni, 2007), lo que produce un enmascaramiento de los efectos del ruido, por lo que fue necesario realizar un modelo que tomará al ruido como factor principal, eliminando la varianza temporal.

Además de haber registrado una disminución en la riqueza de especies por el factor hora ($P = >0.001$ Cuadro 6), registramos una reducción en el número de especies por el factor ruido ($P = 0.001$; Cuadro 6). El efecto de la hora en la diversidad de especies es explicable por la conducta de las aves, que suelen cantar menos en la tarde y pueden haber escapado a nuestra detección (McNamara *et al.*, 1987). En cambio, el efecto sustancial del ruido constituye

evidencia correlativa de que la riqueza de especies es afectada negativamente por el ruido antropogénico. Nuestros resultados semejan los hallazgos de Francis *et al.*, (2009) quienes trabajaron en una zona no urbana pero expuesta al ruido antropogénico. Sin embargo contrastan con los de Patón *et al.* (2012), quienes encontraron en una muestra de zonas rurales y parques urbanos y suburbanos pequeños (< 1 Km²) que la abundancia, pero no la diversidad de varias especies decrece con la cantidad de ruido. La diferencia de resultado puede estar en la variación de el tamaño de las zonas de estudio, a mayor tamaño es más probable encontrar mayor número de especies.

Por lo tanto, nuestro estudio constituye la primera aseveración del efecto negativo en la riqueza de especies por el ruido antropogénico. Descartamos que este resultado sea artefacto del enmascaramiento de los cantos por el ruido ya que como se puede observar en el Apéndice 6, las especies con mayor abundancia se encuentran bien representadas en grabaciones hechas bajo las diferentes condiciones de ruido, y sus cantos representan todo el espectro de los atributos que medimos en este estudio

Nuestros datos permiten proyectar un cambio en la distribución de las especies con amplios intervalos de tolerancia al ruido, por lo que el cambio puede producir una nueva composición en la comunidad de aves de la REPSA. Ello podría llevar, en un futuro, a la dominancia de especies "generalistas de ruido", pero también a un disminución de la riqueza de especies de la comunidad de aves. Hay evidencias en que las ciudades y la mancha urbana se están incrementando, por lo que es de esperar que estos efectos sean cada vez más

comunes (Ríos-Chelén *et al.*, 2013; Slabbekoorn, 2010; Slabbekoorn y Peet, 2003).

A diferencia de otros estudios (e.j. Bermúdez-Cuamatzin *et al.*, 2009; Bermudez-Cuamatzin *et al.*, 2010) nosotros no encontramos diferencias significativas entre los atributos de canto más estudiados con respecto al ruido urbano (frecuencia mínima, frecuencia máxima, frecuencia pico y ancho de banda).

Puesto que las frecuencias (máxima, mínima y pico) a las que cantan las aves están en parte determinadas por su morfología (Nelson *et al.*, 1996; Palacios y Tubaro, 2000; Patricelli y Blickley, 2006; Podos, 1997), es de suponer que los ajustes reportados hasta ahora requieren de un gasto de energético (Giraudeau *et al.*, 2014; Oberweger y Goller, 2001), lo que puede constituir una limitación en la adaptación de las aves a ambientes ruidosos (urbanos o no).

Nuestros resultados proponen dos tipos de adaptaciones de las aves al ruido antropogénico: 1) modificación de su horario de canto con respecto a las horas con menor cantidad de ruido (McClure *et al.*, 2013) y 2) modificación en sus patrones de distribución a zonas con menor ruido al no poder modificar su canto ya sea por el alto costo energético o por limitaciones físicas.

Otra estrategia que se podría estar utilizando en las aves, pero que no es posible medir en el campo sin que sea afectado por muchas variables (ej. distancia del individuo) es el incremento de la amplitud (volumen) o efecto Lombard (Brumm y Zollinger, 2011), que supone una estrategia más efectiva por

la mejor transmisión de las señales acústicas en un 47%-53% en comparación con las señales de tono más bajas que se transmiten de 9%-13% (Nemeth y Brumm, 2010).

Dado que la mayoría de las especies analizadas en este estudio son residentes y territoriales, en la Ciudad de México, el ruido urbano constituye una presión selectiva que afecta la probabilidad de que atraigan pareja o defiendan exitosamente su territorio (Brumm, 2010; Brumm y Todt, 2002; Nemeth y Brumm, 2009; Slabbekoorn y Ripmeester, 2008). Al no poder distribuirse libremente por la barrera de sonido que causa el ruido antropogénico, estas conductas se ven afectadas, gastando más energía en proteger su territorio o siendo desplazadas a parches de menor calidad. La eficacia en la eficiencia de la señalización tiene grandes consecuencias en la adecuación del individuo (Brumm y Naguib, 2009).

El no encontrar cambios en el canto como adaptación a los altos niveles de ruido antropogénico, sugiere que las especies en sus hábitat naturales, realizan algún otro tipo de adaptación como el cambio de horario de canto o el aumento en los intervalos de silencio. Con los resultados de este estudio podemos inferir que una estrategia para evitar el ruido es el cambio en la distribución con respecto al ruido antropogénico, lo que produce una reducción en la riqueza de especies de aves dentro de la Reserva del Pedregal de San Ángel, y puede, como consecuencia, conducir a un disminución en la riqueza de especies de la comunidad de aves urbanas al sur de la Ciudad de México.

LITERATURA CITADA

- Álvarez, J., Carabias, J., Meave, J., Moreno, P.C., Nava, D., Rodríguez, F., Tovar, C. & Valiente, A. (1989) Proyecto para la creación de una reserva en el Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal
- Ambarlı, D. & Bilgin, C.C. (2014). Effects of landscape, land use and vegetation on bird community composition and diversity in Inner Anatolian steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **182**, 37-46.
- Baker, G. & Graf, A. (1989) Urban wildlife now: principles for nature conservation in towns and cities. Council, N.C. (ed.), England
- Banks, R.C., Chesser, R.T., Cicero, C., Dunn, J.L., Kratter, A.W., Lovette, I.J., Rasmussen, P.C., Remsen, J.V., Rising, J.D., Stotz, D.F. & Winker, K. (2008). Forty-Ninth Supplement to the American Ornithologists' Unioncheck-List of North American Birds. *The Auk*, **125**, 758-768.
- Bermudez-Cuamatzin, E. (2013) Consecuencias del ruido ambiental en la comunicación acústica del gorrión mexicano (*Carpodacus mexicanus*), p. 132. In: Instituto de Ecología. Vol. Doctor en Ciencias Biomedicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal
- Bermúdez-Cuamatzin, E., Garcia, C.M., Ríos-Chelén, A.A. & Gil, D. (2009). Strategies of song adaptation to urban noise in the house finch: syllable pitch plasticity or differential syllable use? *Behaviour*, **146**, 1269-1286.

- Bermudez-Cuamatzin, E., Rios-Chelen, A.A., Gil, D. & Garcia, C.M. (2010). Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biology Letters*, **7**, 36-38.
- Boncoraglio, G. & Saino, N. (2007). Habitat structure and the evolution of bird song: a meta-analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. *Functional Ecology*, **21**, 134-142.
- Brumm, H. (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, **73**, 434-440.
- Brumm, H. (2010) Anthropogenic noise: implications for conservation. *In: Breed, M.D. & Moore, J. (Eds.) Encyclopedia of animal behavior*. Academic Press, Oxford, pp.
- Brumm, H. & Naguib, M. (2009) Environmental acoustics and the evolution of bird song. *In: Naguib, M., Zuberbühler, K., Clayton, N.S. & Janik, V.M. (Eds.) Advances in the study of behavior: vocal communication in birds and mammals*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1-3.
- Brumm, H., Schmidt, R. & Schrader, L. (2009). Noise-dependent vocal plasticity in domestic fowl. *Animal Behaviour*, **78**, 741-746.
- Brumm, H. & Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behavior*, **35**, 151-209.
- Brumm, H. & Slater, P.J.B. (2006). Ambient noise, motor fatigue, and serial redundancy in chaffinch song. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **60**, 475-481.
- Brumm, H. & Todt, D. (2002). Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial songbird. *Animal Behaviour*, **63**, 891-897.
- Brumm, H. & Zollinger, S.A. (2011). The evolution of the Lombard effect: 100 years of psychoacoustic research. *Behaviour*, **148**, 1173-1198.

- Cano-Santana, Z., Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y. & Juárez-Orozco, S. (2008). Análisis de la riqueza vegetal y el valor de la conservación de tres áreas incorporadas a la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Distrito Federal (México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **82**, 1-14.
- Carbó-Ramírez, P. & Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for bird in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, **100**,
- Castillo-Argüero, S., Montes-Cartas, G., Romero-Romero, M.A., Martínez-Orea, Y., Guadarrama-Chávez, P., Sánchez-Gallén, I. & Núñez-Castillo, O. (2004). Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F., México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **74**, 51-75.
- Catchpole, C.K. & Slater, P.J.B. (1995) *Bird song: biological themes and variation*. Cambridge University Press, pp.
- Chávez, C.N. & Gurrola, M.A. (2009) Avifauna. In: Lot, A. & Cano-Santana, Z. (Eds.) *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, pp. 261-275.
- Clergeau, P., Savard, J.L., Mennechez, G. & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, **100**, 413-425.
- Cueto, V.R. & Lopez, J.C. (1999). Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, **26**, 487-492.
- Cynx, J., Bean, N.J. & Rossman, I. (2005). Testosterone implants alter the frequency range of zebra finch songs. *Hormones and Behavior*, **47**, 446-451.

- Del Olmo, G.L. & Emilio Roldán, V. (2007) *Aves comunes de la Ciudad de México*. WWF y Bruja de Monte, pp.
- Fernández-Juricic, E., Poston, R., Collibus, K., Morgan, T., Bastain, B., Martin, C., Jones, K. & Treminio, R. (2005). Microhabitat selection and singing behavior patterns of male house finches (*Carpodacus mexicanus*) in urban parks in a heavily urbanized landscape in the western U.S. *Urban Habitats*, **3**, 1541-7115.
- Forrest, T.G. (1994). From sender to receiver: propagation and environmental effects on acoustics signals. *American Zoologist*, **34**, 644-654.
- Francis, C.D., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2009). Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology*, **19**,
- Francis, C.D., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2011a). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE*, **6**, e27052.
- Francis, C.D., Paritsis, J., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2011b). Landscape patterns of avian habitat use and nest success are affected by chronic gas well compressor noise. *Landscape Ecology*, **26**, 1269-1280.
- Giraudeau, M., Nolan, P.M., Black, C.E., Earl, S.R., Hasegawa, M. & McGraw, K.J. (2014). Song characteristics track bill morphology along a gradient of urbanization in house finches (*Haemorhous mexicanus*). *Frontiers in Zoology*, **11**, 83.
- Goodwin, S.E. & Podos, J. (2013). Shift of song frequencies in response to masking tones. *Animal Behaviour*, **85**, 435-440.
- Gross, K., Pasinelli, G. & Kunc, Hansjoerg P. (2010). Behavioral Plasticity Allows Short-Term Adjustment to a Novel Environment. *The American Naturalist*, **176**, 456-464.

- Guilford, T. & Dawkins, M.S. (1991). Receiver psychology and the evolution of animal signals. *Animal Behaviour*, **42**, 1-14.
- Gunn, J.S., Desrochers, A., Villard, M.-A., Bourque, J. & Ibarzabal, J. (2000). Playbacks of Mobbing Calls of Black-Capped Chickadees as a Method to Estimate Reproductive Activity of Forest Birds. *Journal of Field Ornithology*, **71**, 472-483.
- Habib, L., Bayne, E.M. & Boutin, S. (2006). Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 176-184.
- Halfwerk, W. (2012) *Tango to traffic: a field study into consequences of noisy urban conditions for acoustic courtship interactions in birds*. pp.
- Halfwerk, W. & Slabbekoorn, H. (2009). A behavioural mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. *Animal Behaviour*, **78**, 1301-1307.
- Haskell, D.G., Knupp, A.M. & Schneider, M.C. (2001). Nest predator abundance and urbanization. *Avian Ecology and Conservation in an Urban World*, 243-258.
- Kight, C.R. & Swaddle, J.P. (2011). How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology Letters*, **14**, 1052-1061.
- Lawton, J.H. & Jones, C.G. (1995) *Linking species and ecosystems*. Chapman and Hall, Londres,pp.
- Lombard, E. (1911) Le signe de l'élévation de la voix. - Ann. Malad. *l'Oreille Larynx* **37**: 101-119.
- Lohr, B., Wright, T.F. & Dooling, R.J. (2003). Detection and discrimination of natural calls in masking noise by birds: estimating the active space of a signal. *Animal Behaviour*, **65**, 763-777.

- Lyon, R.H., Blair, C.N. & Dejong, R.G. (1977) Evaluating effects of vegetation on the acoustical environment by physical scale-modeling, p. 218-255. *In: Proceedings of the conference on metropolitan physical environment.* Heisler, G.M. & Herrington, L.P. (eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA
- McClure, C.J.W., Ware, H.E., Carlisle, J., Kaltenecker, G. & Barber, J.R. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **280**, 20132290-20132290.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T.T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **141**, 1695-1703.
- McNamara, J.M., Mace, R.H. & Houston, A.I. (1987). Optimal daily routines of singing and foraging in a bird singing to attract a mate. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **20**, 399-405.
- Melic, A. (1993). Biodiversidad y riqueza biológica. Paradojas y problemas. *Revista Aragonesa de Entomología*, **3**, 97-103.
- Mendes, S., Colino-Rabanal, V.J. & Peris, S.J. (2011). Bird song variations along an urban gradient: The case of the European blackbird (*Turdus merula*). *Landscape and Urban Planning*, **99**, 51-57.
- Morton, E.S. (1986). Predictions from the ranging hypothesis for the evolution of long distance signals in birds. *Behaviour*, **99**, 65-86.

- Navarrete, E.A. (2006) Lineamientos para el desarrollo de actividades dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de la Ciudad Universitaria. *In*: 3924. México, U.N.A.d. (ed.). UNAM, Gaceta UNAM
- Nelson, D.A., Marler, P. & Morton, M.L. (1996). Overproduction in song development: an evolutionary correlate with migration. *Animal Behaviour*, **51**, 1127-1140.
- Nemeth, E. & Brumm, H. (2009). Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization? *Animal Behaviour*, **78**, 637-641.
- Nemeth, E. & Brumm, H. (2010). Birds and Anthropogenic Noise: Are Urban Songs Adaptive? *The American Naturalist*, **176**, 465-475.
- Nemeth, E., Pieretti, N., Zollinger, S.A., Geberzahn, N., Partecke, J., Miranda, A.C. & Brumm, H. (2013). Bird song and anthropogenic noise: vocal constraints may explain why birds sing higher-frequency songs in cities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **280**, 20122798-20122798.
- Oberweger, K. & Goller, F. (2001). The metabolic cost of birdsong production. *The Journal of Experimental Biology*, **204**, 3379-3388.
- Palacios, M.G. & Tubaro, P.L. (2000). Does beak size affect acoustic frequencies in woodcreepers? *The Condor*, **102**, 553-560.
- Patón, D., Romero, F., Cuenca, J. & Escudero, J.C. (2012). Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning*, **104**, 1-8.
- Patricelli, G.L. & Blickley, J.L. (2006). Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *The American Ornithologists Union*, **123**, 639-649.

- Perlo, B.v. (2006) *Birds of Mexico and Central America*. Princeton University Press, New Jersey, 336 pp.
- Pitelka, F.A. (1941). Distribution of birds in relation to major biotic communities. *American Midland Naturalist*, **25**, 113-137.
- Podos, J. (1997). A performance constraint on the evolution of trilled vocalizations in a songbird family (passeriformer: emberizidae). *Evolution*, **51**, 537-551.
- Pohl, N.U., Leadbeater, E., Slabbekoorn, H., Klump, G.M. & Langemann, U. (2012). Great tits in urban noise benefit from high frequencies in song detection and discrimination. *Animal Behaviour*, **83**, 711-721.
- Potash, L.M. (1972). Noise-induced changes in calls of the Japanese quail. *Psychonomic Science*, **26**, 252-254.
- Read, J., Jones, G. & Radford, A.N. (2013). Fitness costs as well as benefits are important when considering responses to anthropogenic noise. *Behavioral Ecology*, **25**, 4-7.
- Reijnen, R., Foppen, R., Braak, C.T. & Thissen, J. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 187-202.
- REPSA. (2007) *Clima*. Vol. 2011. REPSA
- Ríos-Chelén, A.A., Quirós-Guerrero, E., Gil, D. & Macías Garcia, C. (2013). Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **67**, 145-152.
- Ríos-Chelén, A.A., Salaberria, C., Barbosa, I., Macías Garcia, C. & Gil, D. (2012). The learning advantage: bird species that learn their song show a tighter adjustment of

- song to noisy environments than those that do not learn. *Journal of Evolutionary Biology*, **25**, 2171-2180.
- RStudio, Inc. 2009-2013. RStudio: Integrated development environment for R (Version 0.98.953 [Computer software for Mac]. Boston, MA. Available from <http://www.rstudio.org/>.
- Rueda, A.M. & Cano-Santana, Z. (2009) Artropofauna. *In*: Lot, A. & Cano-Santana, Z. (Eds.) *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, pp. 171-202.
- Ryan, M.J. & Brenowitz, E.A. (1985). The role of body size, phylogeny, and ambient noise in the evolution of bird song. *The American Naturalist*, **126**, 87-100.
- Rzedowski, J. & Calderón de Rzedowski, G. (1989). Sinopsis numérica de la flore fanerogámica del Valle de México. *Acta Botánica Mexicana*, **8**, 15-30.
- Samara, T. & Tsitsoni, T. (2007) Road traffic noise reduction by vegetation in the ring road of a big city, p. 2591-2596. *In*: Proceedings of the International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics. Kungolos, A., Aravossis, K., A., K. & Samaras, P. (eds.), Skiathos
- San, J.M., Garmendia, A. & Cano-Santana, Z. (2010). Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D. F., México. *El Canto del Cenizotle*, **1**, 148-164.
- Santibañez, G.A. (2005) Caracterización de la heterogeneidad ambiental en la Reserva del Pedregal de San Ángel, p. 67. *In*: Facultad de Ciencias. Vol. Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal

- SEREPSA. (2008) Programa de adopción de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, p. 108. Vol. Manual de procedimientos. REPSA, S.E. (ed.). Coordinación de la Investigación Científica, UNAM, Distrito Federal
- Shochat, E., Lerman, S. & Fernández-Juricic, E. (2010). Bird in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. *Urban Ecosystems Ecology*, **55**, 75-86.
- Slabbekoorn, H. (2010) Anthropogenic noise: impacts on animals. *In*: Breed, M.D. & Moore, J. (Eds.) *Encyclopedia of Animal Behaviour*. Elsevier, Oxford, pp.
- Slabbekoorn, H. & Halfwerk, W. (2009). Behavioural ecology: noise annoys at community level. *Current Biology*, **19**, R693-R694.
- Slabbekoorn, H. & Peet, M. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, **424**, 267.
- Slabbekoorn, H. & Ripmeester, E.A.P. (2008). Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, **17**, 72-83.
- SMN, S.M.N. (2011) Pronóstico del tiempo. Vol. 2012. Servicio Meteorológico Nacional, Distrito Federal
- Thomas, R.J. (2002). The costs of singing in nightingales. *Animal Behaviour*, **63**, 959-966.
- Tigas, L.A., Van Vuren, D.H. & Sauvajot, R.M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, **108**, 299-306.
- Turcotte, Y. & Desrochers, A. (2002). Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees help estimate the abundance of forest birds in winter. *Journal of Field Ornithology*, **73**, 303-307.

- Turner, J.G., Parrish, J.L., Hughes, L.F., Toth, L.A. & Caspary, D.M. (2005). Hearing in laboratory animals: strain differences and nonauditory effects of noise. *Comparative Medicine*, **55**, 12-23.
- Ward, S., Speakman, J.R. & Slater, P.J.B. (2003). The energy cost of song in the canary, *Serinus canaria*. *Animal Behaviour*, **66**, 893-902.
- Warren, P.S., Katti, M., Ermann, M. & Brazel, A. (2006). Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour*, **71**, 491-502.
- Wilson, R.G. (1993) *The birds of Mexico City: and annotated checklist and bird-finding guide to the Federal District*. BBC Print and Graph, Ontario, pp.
- Yasukawa, K. (1989). The costs and benefits of a vocal signal: the nest-associated "Chit" of the female red-winged blackbird, *Agelaius phoeniceus*. *Animal Behaviour*, **38**, 886-874.

Apéndice 1.

Cuadro 10. Especies con distribución en la REPSA con sus datos taxonómicos, alimentación, presencia y con categorías de protección.

Orden	Familia	Sp.	Residencia	Abundancia	Dieta	Endemismo	NOM- ECOL-051- 2001	CITES	IUCN
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Rara	Vegetación acuática y semillas		Amenazada		Bajo riesgo
		<i>Anas discors</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Rara	Vegetación acuática y semillas				Bajo riesgo
		<i>Anas clypeata</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio visitante en	Muy rara	Vegetación acuática y				Bajo riesgo

			invierno		semillas				
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio visitante en invierno	Muy rara	Invertebrados y vegetación acuática				Bajo riesgo
Ciconiformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Muy rara	Carnívoros e invertebrados				Bajo riesgos
		<i>Butorides virescens</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Común	Carnívoros e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Rara	Carnívoros e invertebrados				Bajo riesgo
Falconiformes	Accipitridae	<i>Chondrohierax uncinatus</i> (Temminck, 1822)	Migratoria visitante en invierno	Muy rara	Carnívoro		Protección especial	II	Bajo riesgo
		<i>Circus cyaneus</i> (Linnaeus, 1766)	Migratoria en invierno	Muy rara	Carnívoro			II	Bajo riesgo
		<i>Accipiter striatus</i> (Vieillot, 1808)	Migratoria en invierno	Muy rara	Carnívoro		Protección especial	II	Bajo riesgo

		<i>Accipiter cooperii</i> (Bonaparte, 1828)	Migratoria en invierno	Muy rara	Carnívoro		Protección especial	II	Bajo riesgo
		<i>Parabuteo unicinctus</i> (Temminck, 1824)	Residente	Muy rara	Carnívoro		Protección especial	II	Bajo riesgo
		<i>Buteo jamaicensis</i> (Gmelin, 1788)	Residente	Muy rara	Carnívoro			II	Bajo riesgo
	Falconidae	<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Muy rara				II	Bajo riesgo
		<i>Falco columbarius</i> (Linnaeus, 1758)	Migratoria en invierno	Muy rara	Carnívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo
		<i>Falco peregrinus</i> (Tunstall, 1771)	Migratoria en invierno	Muy rara	Carnívoro e invertebrados		Protección especial	I	Bajo riesgo
		<i>Falco mexicanus</i> (Schlegel, 1850)	Migratorio transitorio	Muy rara	Carnívoro e invertebrados		Amenazada	II	Bajo riesgo
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Abundante	Vegetación acuática e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Fulica americana</i> (Gmelin, 1771)	Residente	Abundante	Vegetación				Bajo riesgo

		1789)			acuática e invertebrados				
Caradrifor mes	Charadriid ae								
		<i>Charadrius semipalmatus</i> (Bonaparte, 1825)	Migratoria en invierno	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Charadrius vociferus</i> (Linnaeus, 1758)	Migratoria en invierno	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
Columbif ormes	Columbida e								
		<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)	Residente introducido o exótico	Común	Granívoro y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Zenaida asiatica</i> (Linnaeus, 1758)	Migratoria en invierno	Rara	Granívoro y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Zenaida macroura</i> (Linnaeus, 1758)	Migratoria en invierno	Rara	Granívoro y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Columbina inca</i> (Lesson,	Residente	Abundante	Granívoro				Bajo riesgo

		1847)							
Psittaciformes	Psittacidae								
		<i>Aratinga canicularis</i> (Linnaeus, 1758)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Frugívoro		Protección especial	II	Bajo riesgo
		<i>Amazona albifrons</i> (Sparman, 1788)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Frugívoro			II	Bajo riesgo
		<i>Amazona viridigenalis</i> (Cassin, 1853)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Frugívoro	Cuasiendémica	En peligro	I	En peligro de extinción
		<i>Amazona autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Frugívoro			II	Bajo riesgo
		<i>Amazona oratrix</i> (Ridgway, 1887)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Frugívoro	Cuasiendémica	En peligro	II	En peligro de extinción

Cuculifor mes	Cuculidae								
		<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio transitorio	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
Strigifor mes	Tytonidae								
		<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)	Residente	Rara	Carnívoro e invertebrados				Bajo riesgo
	Strigidae								
		<i>Otus kennicottii</i> (Elliot, 1867)	Residente	Muy rara	Carnívoro			II	Bajo riesgo
		<i>Bubo virginianus</i> (Gmelin, 1788)	Residente	Muy rara	Carnívoro			II	Bajo riesgo
Caprimul giformes	Carpimulgi dae								
		<i>Caprimulgus vociferus</i> (Wilson, 1812)	Residente	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo

Apodifor mes	Apodidae								
		<i>Cypceloides niger</i> (Gmelin, 1789)	Residente	Carnívoro	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Streptoprocne rutila</i> (Vieillot, 1817)	Residente de verano	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Streptoprocne semicollaris</i> (Saussure, 1859)	Residente de verano	Común	Invertebrado	Endémica	Protección especial		Bajo riesgo
		<i>Chaetura vauxi</i> (Townsend, 1839)	Migratoria en invierno	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
	Trochilidae								
		<i>Colibri thalassinus</i> (Swainson, 1827)	Residente de verano	Común	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo
		<i>Cyananthus latirostris</i> (Swainson, 1827)	Residente	Abundante	Nectívoro e invertebrados	Semiendémica		II	Bajo riesgo
		<i>Hylocharis leucotis</i> (Vieillot, 1818)	Residente	Abundante	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo

		<i>Amazilia beryllina</i> (Deppe, 1830)	Residente	Abundante	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo
		<i>Amazilia violiceps</i> (Gould, 1859)	Residente	Común	Nectívoro e invertebrados	Semiendé mica		II	Bajo riesgo
		<i>Lampornis clemenciae</i> (Lesson, 1829)	Residente en verano	Rara	Nectívoro e invertebrados	Semiendé mica		II	Bajo riesgo
		<i>Eugenes fulgens</i> (Swainson, 1827)	Residente	Común	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo
		<i>Calothorax lucifer</i> (Swainson, 1827)	Residente	Rara	Nectívoro e invertebrados	Semiendé mica		II	Bajo riesgo
		<i>Archilochus colubris</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio transitorio	Rara	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo
		<i>Stellula calliope</i> (Gould, 1847)	Migratorio en invierno	Rara	Nectívoro e invertebrados	Semiendé mica		II	Bajo riesgo
		<i>Selasphorus platycercus</i> (Swainson, 1827)	Migratorio en invierno	Rara	Nectívoro e invertebrados	Semiendé mica		II	Bajo riesgo
		<i>Selasphorus rufus</i> (Gmelin, 1788)	Migratorio en invierno	Rara	Nectívoro e invertebrados			II	Bajo riesgo

Piciformes	Picidae								
		<i>Picoides scalaris</i> (Wagler, 1829)	Residente	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Colaptes auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
Passeriiformes	Tyrannidae								
		<i>Camptostoma imberbe</i> (Sclater, 1857)	Residente de verano	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	Residente de verano	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Contopus pertinax</i> (Cabanis and Heine, 1859)	Residente	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Contopus sordidulus</i> (Sclater, 1859)	Residente en verano	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Empidonax minimus</i> (Baird and Baird, 1843)	Migratorio transitorio	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo

		<i>Empidonax hammondi</i> (Xántus de Vesey, 1858)	Migratorio en invierno	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Empidonax oberholseri</i> (Phillips, 1939)	Migratorio en invierno	Rara	Invertebrados	Semiendé mica			Bajo riesgo
		<i>Empidonax occidentalis</i> (Nelson, 1897)	Residente	Común	Invertebrados	Semiendé mica			Bajo riesgo
		<i>Empidonax fulvifrons</i> (Giraud, 1841)	Residente	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	Residente	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Myiarchus tuberculifer</i> (d'Orbigny y Lafrasnaye, 1837)	Residente	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Myiarchus cinerascens</i> (Lawrence, 1851)	Migratorio transitorio	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Tyrannus vociferans</i> (Swainson, 1826)	Residente	Abundante	Invertebrados	Semiendé mica			Bajo riesgo
		<i>Tyrannus forficatus</i>	Migratorio	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo

		(Gmelin, 1789)	transitorio						
	Laniidae								
		<i>Lanius ludovicianus</i> (Linnaeus, 1766)	Residente	Común	Carnívoro e invertebrados				Bajo riesgo
	Vireonidae	<i>Vireo bellii</i> (Audubon, 1844)	Migratorio transitorio	Común	Invertebrados y frugívoro				Dependiente de la conservación
		<i>Vireo cassini</i> (Xantus de Vesey, 1858)	Migratorio en invierno	Rara	Invertebrados y frugívoro	Semendé mica			Bajo riesgo
		<i>Vireo huttoni</i> (Cassin, 1851)	Residente	Común	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Vireo gilvus</i> (Vieillot, 1808)	Migratorio en invierno	Común	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
	Corvidae								
		<i>Cyanocitta stelleri</i> (Gmelin, 1788)	Residente en otoño	Común	Omnívoro				Bajo riesgo

		<i>Calocitta formosa</i> (Swainson, 1827)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Cyanocorax yncas</i> (Boddaert, 1783)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Cyanocorax sanblasianus</i> (Lafresnaye, 1842)	Residente introducido o exótico	Muy rara	Omnívoro	Endémica			Bajo riesgo
		<i>Aphelocoma californica</i> (Vigors, 1839)	Residente	Común	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Aphelocoma ultramarina</i> (Bonaparte, 1825)	Residente	Rara	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Corvus corax</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Muy rara	Omnívoro				Bajo riesgo
	Hirundinid ae								
		<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Migratorio	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo

		(Audubon, 1838)	transitorio						
		<i>Petrochelidon pyrrhonota</i> (Vieillot, 1817)	Residente de verano	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	Residente de verano	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
	Aegithalid ae								
		<i>Psaltriparus minimus</i> (Townsend, 1837)	Residente	Muy abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
	Troglodyti dae								
		<i>Catherpes mexicanus</i> (Swainson, 1829)	Residente	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Thryomanes bewickii</i> (Audubon, 1827)	Residente	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Troglodytes aedon</i> (Viellot, 1809)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo

	Regulidae								
		<i>Regulus calendula</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
	Sylviidae								
		<i>Polioptila caerulea</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
	Turdidae								
		<i>Catharus ustulatus</i> (Nuttall, 1840)	Migratorio transitorio	Común	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Catharus guttatus</i> (Pallas, 1811)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Turdus rufopalliatu</i> (Lafresnaye, 1840)	Residente	Muy abundante	Invertebrados y frugívoro	Cuasiendé mica			Bajo riesgo

		<i>Turdus migratorius</i>	Residente	Muy abundante	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
	Mimidae								
		<i>Mimus polyglottos</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Muy rara	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Toxostoma curvirostre</i> (Swainson, 1827)	Residente	Abundante	Invertebrados y frugívoro				Bajo riesgo
		<i>Melanotis caerulescens</i> (Swainson, 1827)	Residente	Común	Invertebrados y frugívoro	Endémica			Bajo riesgo
	Strunidae								
		<i>Sturnus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	Residente introducido o exótica	Común	Invertebrados y granívoro				Bajo riesgo
	Bombycillidae								
		<i>Bombycilla cedrorum</i> (Viellot, 1808)	Migratorio visitante en	Muy abundante	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo

			invierno						
	Ptilonati dae								
		<i>Ptilonys cinereus</i> (Swainson, 1827)	Residente	Muy abundante	Frugívoro e invertebrados	Cuasiendé mica			Bajo riesgo
	Parulidae								
		<i>Vermivora peregrina</i> (Wilson, 1811)	Migratorio transitorio	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Vermivora celata</i> (Say, 1823)	Migratorio visitante en invierno	Muy abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Vermivora ruficapilla</i> (Wilson, 1811)	Migratorio visitante en invierno	Muy abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Vermivora virginiae</i> (Baird, 1860)	Migratorio visitante en invierno	Rara	Invertebrados	Semiendé mica			Bajo riesgo

		<i>Dendroica coronata</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Muy abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Dendroica nigrescens</i> (Townsend, 1837)	Migratorio visitante en invierno	Común	Invertebrados	Semiendé mica			Bajo riesgo
		<i>Dendroica virens</i> (Gmelin, 1739)	Migratorio transitorio	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Dendroica townsendi</i> (Townsend, 1837)	Migratorio visitante en invierno	Común	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Dendroica occidentalis</i> (Townsend, 1837)	Migratorio visitante en invierno	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Mniotilta varia</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Setophaga ruticilla</i>	Migratorio	Muy rara	Invertebrados				Bajo riesgo

		(Linnaeus, 1758)	transitorio						
		<i>Seiurus aurocapilla</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Seiurus noveboracensis</i> (Gmelin, 1789)	Migratorio visitante en invierno	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Oporornis tolmiei</i> (Townsend, 1839)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Invertebrados		Amenzada		Bajo riesgo
		<i>Geothlypis nelsoni</i> (Richmond, 1900)	Residente	Común	Invertebrados	Endémica			Bajo riesgo
		<i>Wilsonia pusilla</i> (Wilson, 1811)	Migratorio visitante en invierno	Muy abundante	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Myioborus miniatus</i> (Swainson, 1827)	Residente de verano	Común	Invertebrados				Bajo riesgo

		<i>Basileuterus rufifrons</i> (Swainson, 1838)	Residente	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Ictera virens</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio transitorio	Rara	Invertebrados				Bajo riesgo
	Thraupidae								
		<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	Migratorio visitante en invierno	Común	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Piranga rubra</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio visitante en invierno	Común	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Piranga ludoviciana</i> (Wilson, 1811)	Migratorio visitante en invierno	Común	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
	Emberizad ae								
		<i>Diglossa baritula</i> (Wagler, 1832)	Residente	Abundante	Nectívoro e invertebrados				Bajo riesgo

		<i>Atlapetes pileatus</i> (Wagler, 1831)	Residente	Común	Invertebrados y frugívoro	Endémica			Bajo riesgo
		<i>Melospiza kieneri</i> (Bonaparte, 1851)	Residente de verano	Común	Granívoro e invertebrados	Endémica			Bajo riesgo
		<i>Pipilo fuscus</i> (Swainson, 1827)	Residente	Abundante	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Aimophila ruficeps</i> (Cassin, 1852)	Residente	Abundante	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Spizella passerina</i> (Bechstein, 1798)	Residente	Muy abundante	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Spizella atrogularis</i> (Cabanis, 1851)	Residente	Común	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Chondestes grammacus</i> (Say, 1823)	Residente	Común	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Melospiza melodia</i> (Wilson, 1810)	Residente	Abundante	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Melospiza lincolni</i> (Audubon, 1834)	Migratorio visitante en	Común	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo

			invierno						
		<i>Junco phaeonotus</i> (Wagler, 1831)	Residente en invierno	Muy rara	Granívoro e invertebrados	Cuasiendémica			Bajo riesgo
	Cardinalidae								
		<i>Cardinalis cardinalis</i> (Linnaeus, 1758)	Residente de verano	Común	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Pheucticus ludovicianus</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio transitorio	Muy rara	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Pheucticus melanocephalus</i> (Swainson, 1827)	Migratorio visitante en invierno	Abundante	Frugívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Passerina caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	Residente en verano	Abundante	Granívora e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Passerina cyanea</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio visitante en invierno	Rara	Granívora e invertebrados				Bajo riesgo

		<i>Passerina ciris</i> (Linnaeus, 1758)	Migratorio transitorio	Rara	Granívora e invertebrados				Dependiente de la conservación
	Icteridae								
		<i>Agelaius phoeniceus</i> (Linnaeus, 1766)	Residente en verano	Común	Invertebrados y granívoro				Bajo riesgo
		<i>Quiscalus mexicanus</i> (Gmelin, 1788)	Residente	Rara	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Molothrus aeneus</i> (Wagler, 1829)	Residente en verano	Muy abundante	Omnívoro				Bajo riesgo
		<i>Icterus spuris</i> (Linnaeus, 1766)	Migratorio transitorio	Muy rara	Frugívoro y nectarívoro				Bajo riesgo
		<i>Icterus bullockii</i> (Swainson, 1827)	Migratorio visitante en invierno	Común	Frugívoro y nectarívoro	Semiendémica			Bajo riesgo
		<i>Icterus abeillei</i> (Lesson, 1839)	Residente	Común	Frugívoro y nectarívoro	Endémica			Bajo riesgo

		<i>Icterus parisorium</i> (Bonaparte, 1838)	Residente	Común	Frugívoro y nectarívoro	Semiendé mica			Bajo riesgo
	Fringillida e								
		<i>Carpodacus mexicanus</i> (Mülle, 1776)	Residente	Muy abundante	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
		<i>Carduelis psaltria</i> (Say, 1823)	Residente	Común	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo
	Passeridae								
		<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Residente	Común	Granívoro e invertebrados				Bajo riesgo

Apéndice 2.

Cuadro 11. Itinerario de las grabaciones de los cantos utilizados en este estudio. La dirección cardinal se designó azarosamente por medio de la extracción de un papel con la dirección cardinal colocados dentro de un sombrero.

Día	Horario	Punto	Dirección
ene-18	M	3-3	O
ene-19	T	3-3	S
ene-20	M	3-2	SO
ene-23	T	3-2	E
ene-24	M	3-1	N
ene-25	T	3-1	NO
ene-26	M	2-3	N
ene-28	T	2-3	NO
ene-30	M	2-2	E
ene-31	T	2-2	SO
feb-03	M	2-1	O
feb-06	T	2-1	E
feb-08	M	1-1	SE
feb-10	T	1-1	E
feb-14	M	3-3	N
feb-16	T	3-3	SO
feb-20	M	3-2	O
feb-22	T	3-2	NE
feb-24	M	3-1	O
feb-28	T	3-1	E
mar-01	M	2-3	S
mar-05	T	2-3	SE
mar-07	M	2-2	O
mar-09	T	2-2	N
mar-13	M	2-1	NO
mar-15	T	2-1	E
mar-19	M	1-1	S
mar-21	T	1-1	O
mar-23	M	3-3	N
mar-27	T	3-3	SO
mar-29	M	3-2	SO
abr-02	T	3-2	SE
abr-04	M	3-1	SO
abr-06	T	3-1	S
abr-10	M	2-3	O
abr-12	T	2-3	NE
abr-16	M	2-2	SO

abr-18	T	2-2	*
abr-20	M	2-1	**
abr-24	T	2-1	**
abr-26	M	1-1	NO
abr-30	T	1-1	*

*No se pudo realizar por la velocidad del viento.

**No se realizaron estas grabaciones dado que la zona fue sujeta a un incendio.

Apéndice 3.

Cuadro 12. Cantos reproducidos durante las grabaciones.

Carduelis psaltria
Carpodacus mexicanus
Catherpes mexicanus
Colaptes auratus
Columba livia
Cyananthus latirostris
Ergaticus ruber
Eugenes fulgens
Passerina caerulea
Petrochelidon pyrrhonota
Hirundo rustica
Icterus parisorum
Lanius ludovicianus
Melospiza melodia
Molothrus aeneus
Pheucticus melanocephalus
Piranga flava
Psaltriparus minimus
Pyrocephalus rubinus
Quiscalus mexicanus
Selasphorus platycercus
Spizella passerina
Thryomanes bewickii
Toxostoma curvirostre
Turdus migratorius
Tyrannus vociferans
Vireo huttoni
Zenaida macroura

Apéndice 4.

Cuadro 13. Datos obtenidos de los puntos de muestreo, por medio de Google Earth Pro.

Punto	Área total	% de cobertura arbórea	% de cobertura de pastos y arbustos
Radio de 120 m			
3,3	45,762.33	50.59	49.41
3,2	45,220.58	44.41	55.59
3,1	45,280.54	44.04	55.96
2,3	45,220.58	85.25	14.75
2,2	45,472.88	35.75	64.25
2,1	45,360.91	45.31	54.69
1,1	45,325.57	24.02	75.98

Apéndice 5.

Figura 10. Mapas de distribución de la residencia permanente de las especies *Carduelis pinus* (Mapa 1) y *Ergaticus ruber* (Mapa 2).

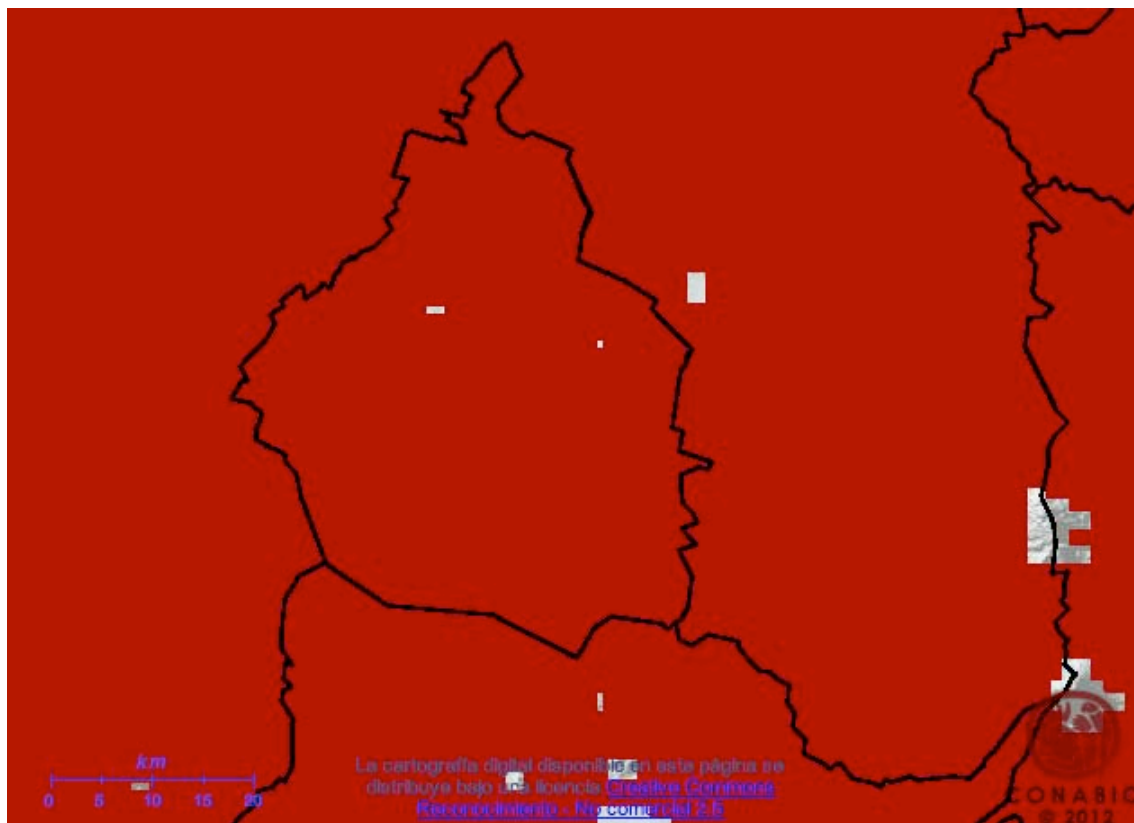


Figura 10. Distribución de la especie *Carduelis pinus* dentro del área metropolitana con una escala de 1 : 500,000 (CONABIOa, 2010; basado en Peterson 2006).

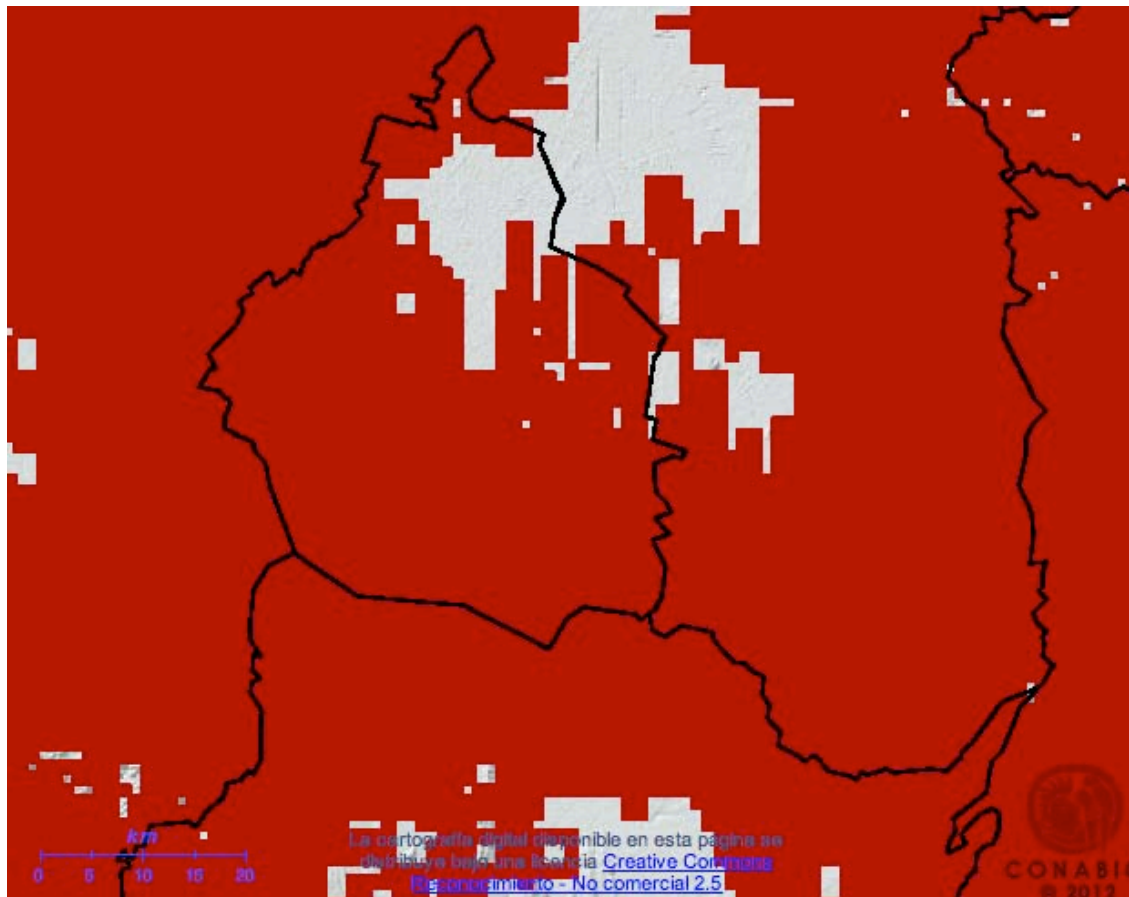


Figura 11. Distribución de la especie *Ergaticus ruber* dentro del área metropolitana en una escala de 1 : 500,000 (CONABIO, 2010b; Navarro y Peterson, 2007).

Apéndice 6.

Cuadro 14. Especies y su abundancia relativa en el ruido, las especies están colocadas de la más abundante a la menor.

Especie	Rango de distribución en el ruido dB	Abundancia relativa (número de grabaciones en que se detectaron)
<i>Carpodacus mexicanus</i>	67.53 - 37.43	126
<i>Spizella passerina</i>	67.53 - 37.55	103
<i>Tyrannus vociferans</i>	67.53 - 37.43	100

<i>Atlepetes pileatus</i>	67.53 - 37.43	99
<i>Cyananthus latirostris</i>	58.58 - 37.55	96
<i>Turdus migratorius</i>	67.53 - 37.43	93
<i>Thryomanes bewickii</i>	67.53 - 38.73	83
<i>Passerina caerulea</i>	58.58 - 37.43	76
<i>Psaltriparius minimus</i>	58.58 - 37.43	61
<i>Dendroica townsendi</i>	67.53 - 38.96	49
<i>Melospiza melodia</i>	67.53 - 37.43	46
<i>Picoides scalaris</i>	53.8 - 37.55	37
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	55.85 - 39.83	30
<i>Catherpes mexicanus</i>	53.71 - 37.43	29
<i>Amazilia beryllina</i>	49.36 - 39.43	28
<i>Carduelis pinus</i>	53.69 - 38.96	28
<i>Ergaticus ruber</i>	67.53 - 39.41	25
<i>Turdus rufipalliatu</i>	67.53 - 38.73	25
<i>Spizella atrogularis</i>	53.8 - 39.11	24
<i>Vireo huttoni</i>	53.8 - 38.73	17
<i>Cardinalis cardinalis</i>	46.81 - 42.3	13
<i>Hirundo rustica</i>	50.58 - 38.73	12
Desconocida 7	58.18 - 42.03	10
Desconocida 10	55.85 - 37.55	9
<i>Aphelocoma californica</i>	52.15 - 39.73	8
<i>Quiscalus mexicanus</i>	49.2 - 42.3	7
<i>Geothlypis nelsoni</i>	49.2 - 45.05	6
<i>Aimophila ruficeps</i>	48.58 - 43.33	6
Desconocida 45	47.8 - 38.96	6
Desconocida 77	42.86 - 42.06	5
Desconocida 73	47.51 - 42.3	5
<i>Pipilo fuscus</i>	45.05 - 42.3	4
<i>Passer domesticus</i>	48.26 - 39.11	4
<i>Columbia livia</i>	58.18 - 58.18	2
Desconocida 76	49.36 - 46.45	2
Desconocida 75	46.45 - 43.2	2
<i>Melospiza kieneri</i>	46.81 - 41.3	2

Apéndice 7

Cuadro 15. Especies con la mayor abundancia relativa y las características del canto (frecuencia mínima, frecuencia máxima, ancho de banda y frecuencia pico de canto), se puede observar las especies encontradas dentro de la REPSA con los valores obtenidos por medio del análisis de espectrograma logarítmico en © Avisoft Bioacoustics SAS Lab, resaltando las 7 especies que presentaron una mayor abundancia relativa que fueron: *Cyananthus latirostris*, *Thryomanes bewickii*,

Turdus migratorius, *Tyrannus vociferans*, *Spizella passerina*, *Carpodacus mexicanus* y *Atlepetes pileatus*.

Valores de la frecuencia de pico de canto y del ancho de banda de las especies encontradas en la REPSA.

	Frecuencia pico de canto		Ancho de banda
<i>Aphelocoma californica</i>	40.6	<i>Spizella atrogularis</i>	3.5
Unkown sp. 73	45.16	<i>Thryomanes bewickii</i>	5
<i>Amazilia beryllina</i>	46.23	<i>Melospiza melodia</i>	12
Unkown sp. 7	50.3	<i>Dendroica townsendi</i>	12
Unkown sp. 76	51.35	<i>Catherpes mexicanus</i>	19.7
<i>Passerina caerulea</i>	51.56	<i>Carduelis pinus</i>	20.25
<i>Geothlypis nelsoni</i>	53.55	<i>Quiscalus mexicanus</i>	22
<i>Melozona kieneri</i>	53.9	<i>Geothlypis nelsoni</i>	26
<i>Cyananthus latirostris</i>	55.88	<i>Turdus rufipalliatu</i>	28
<i>Passer domesticus</i>	56.48	<i>Ergaticus ruber</i>	40
<i>Quiscalus mexicanus</i>	56.66	<i>Aimophila ruficeps</i>	42.66
<i>Dendroica townsendi</i>	57.4	Unkown sp. 73	48
Unkown sp. 45	58.2	Unkown sp. 45	48
<i>Pipilo fuscus</i>	59.82	<i>Hirundo rustica</i>	51.66
<i>Catherpes mexicanus</i>	60.3	<i>Carpodacus mexicanus</i>	52.33
<i>Thryomanes bewickii</i>	61	<i>Atlepetes pileatus</i>	54.5
<i>Ergaticus ruber</i>	61	<i>Tyrannus vociferans</i>	57.5
<i>Hirundo rustica</i>	61.1	Unkown sp. 7	59
<i>Turdus migratorius</i>	61.47	<i>Cardinalis cardinalis</i>	65.5
Unkown sp. 10	61.65	<i>Psaltriparius minimus</i>	68
<i>Cardinalis cardinalis</i>	63.15	Unkown sp. 76	73.5
Unkown sp. 77	63.3	<i>Vireo huttoni</i>	75
<i>Tyrannus vociferans</i>	64.55	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	97
<i>Spizella passerina</i>	65.75	Unkown sp. 10	105

<i>Turdus rufipalliatu</i> s	66.06	<i>Aphelocoma californica</i>	105
Unkown sp. 75	67.02	<i>Turdus migratorius</i>	110
<i>Melospiza melodia</i>	67.3	<i>Picoides scalaris</i>	116
<i>Carpodacus mexicanus</i>	67.7	<i>Passer domesticus</i>	194
<i>Atlepetes pileatus</i>	68.2	Unkown sp. 75	219.5
<i>Vireo huttoni</i>	69.05	<i>Passerina caerulea</i>	223.33
<i>Aimophila ruficeps</i>	69.2	<i>Amazilia beryllina</i>	333.33
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	70.42	<i>Cyanthus latirostris</i>	408
<i>Picoides scalaris</i>	70.8	Unkown sp. 77	441
<i>Psaltriparius minimus</i>	73.23	<i>Spizella passerina</i>	585
<i>Carduelis pinus</i>	74.92	<i>Pipilo fuscus</i>	602.5
<i>Spizella atrogularis</i>	81	<i>Melozone kieneri</i>	1850

Valores de la frecuencia máxima y frecuencia mínima de las especies encontradas en la REPSA.

	Frecuencia máxima		Frecuencia mínima
Unkown sp. 7	1491	Unkown sp. 7	1550
Unkown sp. 77	2115	<i>Tyrannus vociferans</i>	2520
<i>Tyrannus vociferans</i>	2462.5	Unkown sp. 77	2557
Unkown sp. 75	2656.75	<i>Turdus rufipalliatu</i> s	2773.66
<i>Turdus rufipalliatu</i> s	2744.66	<i>Quiscalus mexicanus</i>	2776.33
<i>Quiscalus mexicanus</i>	2754	Unkown sp. 75	2879.25
<i>Pipilo fuscus</i>	2955	Unkown sp. 76	3068.5
Unkown sp. 76	2995	Unkown sp. 73	3163
<i>Turdus migratorius</i>	3105	<i>Turdus migratorius</i>	3215
Unkown sp. 73	3114.66	<i>Spizella atrogularis</i>	3345.65
<i>Aphelocoma californica</i>	3320	<i>Carpodacus mexicanus</i>	3375

<i>Carpodacus mexicanus</i>	3322	<i>Aphelocoma californica</i>	3430
<i>Spizella atrogularis</i>	3342.1	<i>Pipilo fuscus</i>	3562.5
Unkown sp. 10	3460	<i>Aimophila ruficeps</i>	3574
<i>Aimophila ruficeps</i>	3531	Unkown sp. 10	3575
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	3572.2	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	3672
<i>Picoides scalaris</i>	3600	<i>Picoides scalaris</i>	3722
<i>Passer domesticus</i>	3600	<i>Passer domesticus</i>	3798
<i>Amazilia beryllina</i>	3836.66	<i>Dendroica townsendi</i>	3870
<i>Cardinalis cardinalis</i>	3857	<i>Cardinalis cardinalis</i>	3922.5
<i>Dendroica townsendi</i>	3858	<i>Catherpes mexicanus</i>	4108.2
<i>Catherpes mexicanus</i>	4087.5	<i>Amazilia beryllina</i>	4170
<i>Melozone kieneri</i>	4090	<i>Hirundo rustica</i>	4186
<i>Hirundo rustica</i>	4134	<i>Melospiza melodia</i>	4375
<i>Melospiza melodia</i>	4362	<i>Geothlypis nelsoni</i>	4544
<i>Geothlypis nelsoni</i>	4517	<i>Thryomanes bewickii</i>	4800.85
<i>Cyananthus latirostris</i>	4560	<i>Cyananthus latirostris</i>	4972
<i>Thryomanes bewickii</i>	4795.8	<i>Spizella passerina</i>	5400
<i>Spizella passerina</i>	4807.5	<i>Ergaticus ruber</i>	5535
<i>Ergaticus ruber</i>	5490	<i>Carduelis pinus</i>	5773.75
<i>Carduelis pinus</i>	5754.5	<i>Melozone kieneri</i>	5940
<i>Passerina caerulea</i>	6500	<i>Passerina caerulea</i>	6726.66
<i>Psaltriparius minimus</i>	6740.33	<i>Psaltriparius minimus</i>	6775
Unkown sp. 45	7407	Unkown sp. 45	7455
<i>Atlepetes pileatus</i>	7528	<i>Atlepetes pileatus</i>	7583
<i>Vireo huttoni</i>	9342.5	<i>Vireo huttoni</i>	9417.5