



Efecto de corto plazo del ruido por tráfico sobre coros de aves en un bosque nuboso neotropical

Short-term effects of traffic noise on avian dawn chorus in a neotropical cloud forest

Christopher Sayers II¹, Celeste Moreland², Haylee Morgan³ y J. Edgardo Arévalo^{4,5}

¹Cornell Laboratory of Ornithology, 159 Sapsucker Woods Road, Ithaca, NY 14850, USA, cjs347@cornell.edu

²Department of Biology, University of San Diego, 5998 Alcalá Park, San Diego, CA 92110, USA, cmoreland@sandiego.edu

³Department of Global Studies, Providence College, PO Box 3324, 1 Cunningham Square, Providence, RI 02918, USA, hmorgan@friars.providence.edu

⁴The School for Field Studies, Centro para Estudios sobre Desarrollo Sostenible, AP 150-4013 Atenas, Alajuela, Costa Rica, arevalo@fieldstudies.org

⁵Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, 11501-2060 San Pedro, San José, Costa Rica, jose.arevalohernandez@ucr.ac.cr

Recibido: 24 de Julio, 2019. **Corregido:** 19 de Septiembre, 2019. **Aceptado:** 8 de Noviembre, 2019.

Resumen

La construcción de carreteras ha demostrado tener efectos perjudiciales en las poblaciones animales. Se sugiere que la contaminación acústica es una de las perturbaciones más influyentes sobre las especies de aves debido a que el enmascaramiento acústico puede disminuir la habilidad de comunicación. Existen muchas variables asociadas con las investigaciones en carreteras que podrían confundir los efectos del ruido sobre la biodiversidad. El objetivo de este

estudio fue aislar efectos del ruido de la carretera sobre el coro de aves del amanecer en la Reserva del Bosque Nuboso El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica, mediante la utilización de la reproducción acústica. Durante seis días, se grabaron coros de aves al amanecer en presencia y ausencia de la reproducción del ruido del tráfico entre las 05:00 y las 06:00. Las grabaciones se analizaron con el programa Raven Pro1.5 y se midió el tiempo de bioacústica total de cuatro especies focales: Zorzal Cabecinegro (*Catharus*

mexicanus), Zorzal Sombrío (*Catharus fuscater*), Soterrey de Selva Pechigrís (*Henicorhina leucophrys*), y el Solitario Carinegro (*Myadestes melanops*). También se midió la intensidad y complejidad del coro del amanecer por medio de la presión de sonido promedio (μPa) y la entropía (bits). No encontramos diferencias significativas en el tiempo de bioacústica en las especies focales, aunque la entropía promedio aumentó y la presión de sonido promedio disminuyó en las frecuencias entre 3 y 12 kHz durante la reproducción del ruido. Esto sugiere que las aves son afectadas por el ruido de la carretera, y pueden responder ya sea aumentando la frecuencia del canto (kHz) o evitando las áreas con ruido. Estos datos muestran respuestas inmediatas en las aves ante estos disturbios. Sugerimos que estudios futuros deberían investigar los efectos del ruido a largo plazo sobre la comunicación de las aves utilizando métodos similares a los nuestros. La continua expansión de carreteras en los trópicos debido a la urbanización y la globalización es una amenaza importante para la vida silvestre tropical, por que es imperativo investigar los efectos de las carreteras para ayudar en la conservación de estos hábitats.

Palabras Claves: Ruido de carretera, técnica de reproducción acústica, tiempo de bioacústica, biofonía.

Abstract

Road construction has been shown to have detrimental effects on animal populations. Noise pollution is suggested to be one of the

most influential disturbances caused by roads on bird species because acoustic masking can decrease their communication abilities. There are many variables associated with roadways that could confound the effects of road noise on biodiversity. The objective of this study was to isolate the effects of road noise on the avian dawn chorus in El Silencio de Los Ángeles Cloud Forest Reserve, San Ramón, Costa Rica, by utilizing playback. Over the course of six days, avian dawn choruses were recorded in the presence and absence of traffic noise playback between 05:00 and 06:00. The recordings were analyzed using Raven Pro 1.5 software and measured for total bioacoustic time of four focal species — Black-headed Nightingale-Thrush (*Catharus mexicanus*), Slaty-backed Nightingale-Thrush (*Catharus fuscater*), Gray-breasted Wood Wren (*Henicorhina leucophrys*) and Black-faced Solitaire (*Myadestes melanops*) — as well as the intensity and complexity of the dawn chorus — as shown through average sound pressure (μPa) and entropy (bits). We found no significant differences in bioacoustic time among any focal species but did find that average entropy increased, and average sound pressure decreased, in playback trials between 3–12 kHz. This suggests that birds are affected by road noise playback and respond by either increasing their call frequency (kHz) or vacating areas with road noise. These data show the immediate responses of the bird populations to acoustic disturbances; thus, we suggest that future studies should investigate the long-term effects of road



noise on bird communication using these new methods. Continued road expansion in the tropics due to urbanization and globalization is a prominent threat to tropical wildlife, therefore, it is imperative that the effects of roads are examined to aid in habitat conservation.

Key words: Road noise, playback technique, bioacoustic time, biophony.

Introducción

Los paisajes sonoros contienen elementos clave y dinámicos que existen en los ecosistemas, los cuales se utilizan para describir la relación entre el paisaje y la composición de los sonidos. La salud de un ecosistema se puede determinar basándose en esos elementos ya que los cambios en el paisaje sonoro evidencian respuestas y adaptaciones en comportamiento (Pijanowski *et al.* 2011a, 2011b). Muchas especies, especialmente de anuros y aves, dependen del sonido para la comunicación general, la defensa del territorio, y la interacción del cortejo; por lo tanto, los paisajes sonoros son factores cruciales y limitantes en la distribución y diversidad de especies en un ecosistema (Halfwerk *et al.* 2011). Los sonidos emitidos por aves son componentes dominantes de los paisajes sonoros biológicos y pueden actuar como buenos indicadores para la salud general de un ambiente y así informar los esfuerzos de conservación (por ejemplo, Arévalo y Newhard 2011, Francis *et al.* 2009).

A medida que muchos países tropicales desarrollan infraestructura, la expansión urbana y el aumento asociado en la conectividad de las

carreteras, fragmentan gran parte del paisaje natural (Laurance *et al.* 2002). Si bien el entorno sonoro natural de un ecosistema tiene sonidos tanto bióticos como abióticos, tales como insectos, lluvia, viento o arroyos, con los cuales las aves deben competir, la adición de ruido del tránsito antropogénico agrega una variable artificial que puede afectar negativamente a las comunidades de aves (Brumm 2004, Halfwerk *et al.* 2011). Se ha demostrado que la contaminación acústica de baja frecuencia (<3 kHz), tal y como el ruido del tránsito vehicular, reduce el éxito de anidamiento, la condición corporal de los parúlidos migratorios, la diversidad y abundancia de especies de aves, así como aumenta la degradación del hábitat boscoso (Francis *et al.* 2009, 2011a). Las aves que vocalizan en frecuencias similares al ruido de carretera están sujetas a un enmascaramiento acústico en el que las vocalizaciones son más difíciles de detectar (Klump 1996, Patricelli y Blickley 2006). Los cantos de aves que son enmascarados por el ruido del tránsito muestran tres respuestas: cambio de su comportamiento vocal (aumento de su frecuencia promedio), amplitud o repetición de la vocalización (al no poder comunicarse de manera efectiva), o evasión del hábitat adyacente a las carreteras (Brumm y Zollinger 2013, Rheindt *et al.* 2003). La falta de adaptación al enmascaramiento tiene importantes implicaciones biológicas, tales como la disminución del éxito reproductivo a través de la fidelidad de la hembra, una menor probabilidad de que los machos sean

seleccionados sexualmente, y una disminución en la ocupación del hábitat por parte de las aves en las proximidades de las carreteras (Halfwerk *et al.* 2011; Goodwin *et al.* 2011). El tiempo de bioacústica de diferentes especies, el cual es sinónimo de la duración de la actividad de canto, también puede verse interrumpido por el ruido del tránsito. A la fecha, ningún estudio previo ha investigado los efectos del ruido del tráfico sobre el tiempo de bioacústica en especies focales de aves en el neotrópico, aunque un estudio ha demostrado que cuatro especies de ranas han reducido los tiempos de llamada en presencia de ruido antropogénico (Vargas-Salinas *et al.* 2014). Una disminución en la contribución de una especie al paisaje sonoro biológico se podría evaluar mediante la reducción del tiempo de bioacústica, lo que conlleva una alteración en la composición acústica del hábitat (Ey y Fischer 2009).

La mayoría de los estudios que intentan examinar los efectos del ruido en las poblaciones de aves a menudo se realizan en presencia de variables cuyo efecto es difícil de controlar: por ejemplo, fragmentación del hábitat, efectos de borde, mortalidad en la carretera, contaminación química, etc. Además, estos estudios también pudieron haber sido influenciados por migración, estacionalidad de la distribución de los recursos, la heterogeneidad del paisaje, y tamaños muestrales limitados. En este estudio, buscamos aislar la variable del ruido de la carretera utilizando su reproducción experimental. A pesar de la alta biodiversidad y

la vulnerabilidad de los ambientes neotropicales a estos disturbios, hay poco o ningún estudio sobre los efectos del ruido de la carretera en las poblaciones de aves, y mucho menos sobre los efectos de la reproducción experimental del ruido de la carretera. Este estudio puede ayudar a informar las decisiones de gestión al proporcionar información sobre cómo las carreteras afectarían a las comunidades de aves adyacentes.

Nuestro objetivo fue aislar los efectos del ruido antropogénico de carretera en los coros del amanecer en un bosque nuboso neotropical, representados por la complejidad de bioacústica general y por cuatro especies focales que son frecuentes en el paisaje sonoro en la Reserva del Bosque Nuboso El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica. Las especies focales fueron el Zorzal Cabecinegro (*Catharus mexicanus*), el Zorzal Sombrío (*Catharus fuscater*), el Soterrey de Selva Pechigrís (*Henicorhina leucophrys*), y el Solitario Carinegro (*Myadestes melanops*). Algunas partes de los cantos de estas especies estuvieron por debajo del umbral de 3 kHz; por lo tanto, planteamos la hipótesis de que todas las especies focales están sujetas a cierto grado de enmascaramiento acústico mientras vocalizan. Predecimos que sus tiempos de bioacústica (definida como la suma de las vocalizaciones emitidas por las especies bajo estudio) disminuirán en sitios con ruido antropogénico debido a la disminución de la capacidad de comunicación. Además, suponemos que la composición de la comunidad



de la avifauna cambiará durante los coros del amanecer expuestos a la reproducción del ruido, reflejando las especies con frecuencias de canto más altas (>3 kHz) que son menos afectada por el enmascaramiento. Esperamos que esto esté representado por un cambio en la complejidad (evaluado por la entropía) y la intensidad (evaluado por la presión de sonido) de los coros del amanecer expuestos a la reproducción de ruido. Por lo tanto, predecimos que la entropía media y la presión del sonido en los coros serán más bajas durante la reproducción de ruido a frecuencias más bajas debido a la posible evasión de las especies a la interferencia del ruido.

Métodos

Sitio de estudio

Recolectamos los datos del 11 al 16 de abril de 2019 en Reserva del Bosque Nuboso El Silencio de Los Ángeles (10° 12' 7.2" N, 84° 29' 2.4" O), ubicado a 12 km al norte de San Ramón, Alajuela, Costa Rica. La reserva es de aproximadamente 800 ha y está a 1,100 m de altura. El área de estudio principal comprende bosque primario y secundario, y se encuentra dentro de la zona de vida bosque pluvial premontano (Holdridge 1967). Esta zona de vida recibe un promedio de 4,000 a 8,000 mm de lluvia al año. Aproximadamente a 6 km al sur de El Silencio de Los Ángeles está la autopista 702, la cual es una de las principales vías que conectan el Área Metropolitana de San José con La Fortuna y el Volcán Arenal, uno de los destinos turísticos más populares de Costa Rica

(Matarrita-Cascante *et al.* 2010). Actualmente hay un proyecto para construir la Ruta Nacional 35 que se extenderá desde San Ramón y aumentará aún más la conectividad entre el Valle Central y el Caribe. Esta carretera bordeará directamente el lado este de El Silencio de Los Ángeles, lo que representa una preocupación de conservación inminente para las comunidades de aves que allí ocurren.

Grabación del ruido de carretera

Grabamos el ruido del tránsito vehicular en la autopista 702 utilizando un micrófono direccional Sennheiser ME 64 (Sennheiser, Connecticut, EE. UU.) y una grabadora Marantz PMD661 MKII (Marantz Profesional, Rhode Island, EE. UU.) durante 15 min de 15:25 a 15:40. La unidad dial de ganancia de la grabadora Marantz se estableció en 4.5 para evitar que los eventos de paso del vehículo distorsionen la grabación. La grabadora se colocó a 5 m de distancia del borde de la carretera y el micrófono a 1.2 m por encima del suelo, directamente en paralelo a la carretera para que el audio pudiera captar el efecto Doppler de forma más precisa. Usando un sonómetro portátil CEM DT-8851 (CEM Instruments, West Bengal, India) calibrado a 94 dB y configurado en modo A, medimos tanto el nivel de ruido de fondo equivalente cada 30 s, y el máximo nivel de presión sonora de cada evento de paso de vehículos durante la grabación. Los vehículos transitaban a aproximadamente 40 km/h, un límite de velocidad común en toda el área, produciendo un nivel de presión sonora promedio de 76.1 dB y un nivel de fondo

promedio de 56.5 dB. Estos valores son similares a otros estudios que utilizan la reproducción de ruido experimental, y también están dentro del umbral en el que el ruido de la carretera afecta negativamente la densidad de las aves (Reijnen *et al.* 1997, Barber *et al.* 2011). Repetimos esta grabación cuatro veces para crear un archivo de audio de 60 min y usarlo en el experimento de reproducción del ruido.

Consideramos poco probable que las aves se habituaran al ruido reproducido por las

siguientes razones: la duración del experimento fue corta, las aves del área de estudio no están expuestas al ruido antropogénico de la carretera, y el ruido reproducido contenía una variación natural de los eventos de paso de vehículos. Así, la reproducción experimental del ruido representó una alteración precisa de un posible ruido futuro en la carretera, el cual se introduciría en el paisaje sonoro del área de estudio al completarse la construcción de la Ruta Nacional 35.

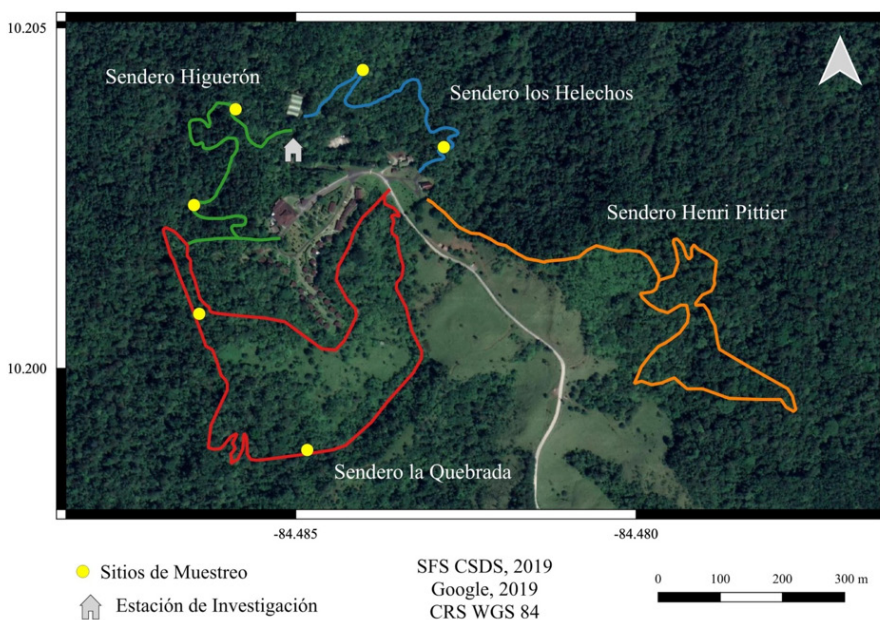


Figura 1. Ubicación de los senderos y sitios de muestreo en la Reserva El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica.



Experimento de reproducción del ruido

Establecimos seis sitios para el experimento a lo largo de tres senderos diferentes dentro del área de estudio: el Sendero Higuierón, el Sendero Los Helechos, y el Sendero Quebrada (Figura 1). Todos los sistemas de senderos se ubicaron en el mismo tipo de hábitat de bosque y nos aseguramos de que no existieran diferencias en la estructura del bosque que rodeaba los sitios, como por ejemplo presencia de claros. Cada uno de los seis sitios fue muestreado dos veces; una para la prueba de control y otra para la prueba de reproducción de ruido. Todos los sitios estaban separados por una distancia de al menos 150 m para garantizar que diferentes individuos fueron representados en la muestra. La reproducción de ruido y los muestreos de control que se realizaron en forma simultánea se ubicaron a una distancia de al menos 300 m para garantizar que la reproducción del ruido solo influyera en la ubicación deseada.

En cada sitio de muestreo, colocamos una grabadora autónoma (SONG METER SM2 +, Wildlife Acoustics Inc., Massachusetts, EE. UU.) atada a un árbol a 1.2 m del suelo, y configurada para grabar en mono, 16 bits y 44,1 kHz. con un micrófono omnidireccional. Las grabadoras autónomas grabaron los coros del amanecer entre 5:00 y 6:00 cada mañana. Este lapso abarcó el pico máximo de actividad en el coro del amanecer, el cual generalmente se produce alrededor de las 05:30 y se reduce considerablemente después de las 05:45 (observ. pers.). Para la generación del ruido de carretera utilizamos un altavoz Anchor

AN-30 (Anchor Audio Inc., California, EE. UU.) atado a un árbol a 1.2 m sobre el suelo. El altavoz se ubicó en la dirección de la grabadora autónoma a 15 m de distancia en todos los sitios. Reproducimos el sonido del ruido de carretera con un iPhone 6S (Apple Inc., California, EE. UU.). Manipulamos el nivel de la fuente del altavoz para reproducir el nivel real de ruido de tránsito vehicular observado en la autopista 702. Para esto, nos ubicamos 5 m frente al altavoz (la misma distancia del borde de la carretera cuando grabamos el archivo de sonido) con el sonómetro direccionado a éste para ajustar el volumen hasta que el nivel de presión de sonido máximo del primer evento de paso de vehículo coincidiera con lo que registramos en la carretera. Al hacerlo, nos aseguramos de que el sonido tocara el mismo nivel de ruido de fondo de la Carretera 702 que registramos durante la grabación del archivo de sonido.

Mediciones del tiempo de bioacústica

Para medir el tiempo de bioacústica y analizar las grabaciones del coro del amanecer tanto para la reproducción de ruido como para el control, utilizamos el programa Raven Pro 1.5. Al abrir Raven predeterminamos el tamaño de ventana en 2 min para medir el tiempo de bioacústica, seleccionando desde el comienzo de la primera nota hasta el final de la última nota vocalizada en un canto consecutivo. En caso de que una vocalización estuviese dividida por los límites de la ventana, la selección fue cesada en la marca de incremento de 2 min y reiniciada en una nueva selección en la ventana siguiente, donde

la vocalización comenzaba de nuevo. Pausas naturales durante el coro del amanecer de una especie se incorporaron a la cuantificación de la bioacústica. Sin embargo, cuando la cadencia natural de un canto se interrumpiera por alguna razón, la medición se detuvo en la última parte del canto y se inició una nueva selección cuando

el canto comenzaba de nuevo (Figura 1–2). En caso de que varios individuos cantaran en la grabación al mismo tiempo, solo se midió al individuo con las marcas del espectrograma mejor definidas y, por lo tanto, el canto más claro.

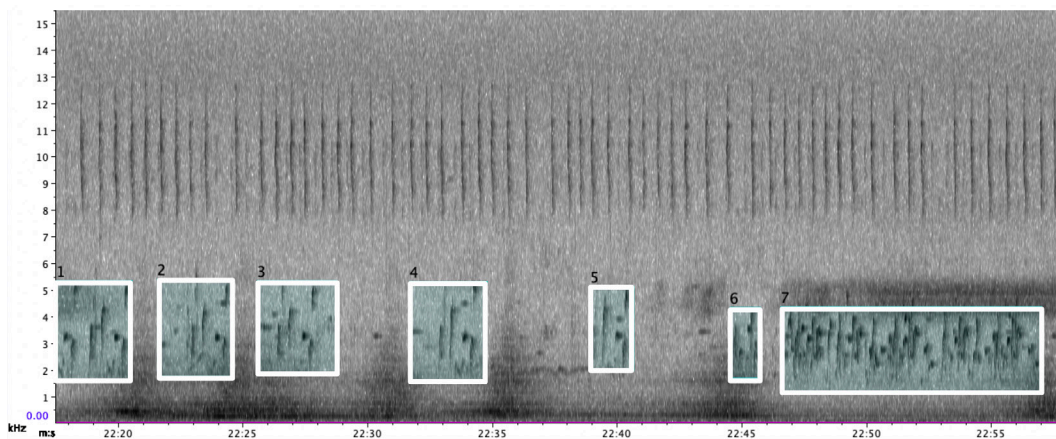


Figura 2. Ejemplo de selección de cantos del Soterrey de Selva Pechigrís (*Henicorhina leucophrys*) que muestra el sonograma en el programa Raven Pro 1.5. El canto muestra claras interrupciones en su cadencia natural, por lo que se hicieron múltiples selecciones. En este sonograma, los cantos parecen estar interrumpidos por el ruido de la carretera, ya que no se superponen con los eventos de paso de vehículos. Este individuo se registró a las 5:22 am del 14 de abril de 2019 en la Reserva de El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica.

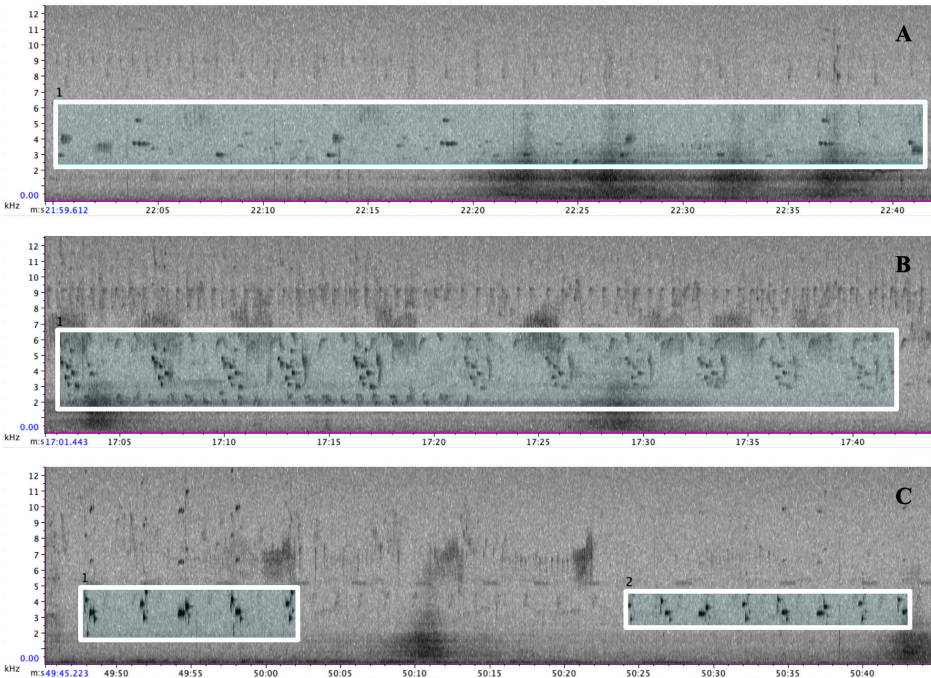


Figura 3. Ejemplo del análisis de los cantos en Raven Pro 1.5 para 3 especies focales. Las secciones en los rectángulos indican la selección del tiempo de bioacústica en A.) Solitario Carinegro (*Myadestes melanops*), B.) Zorzal Cabecinegro (*Catharus mexicanus*), y C.) Zorzal Sombrío (*Catharus fuscater*). Se seleccionaron diferentes secciones solo cuando era obvio que no había una pausa natural en el canto. Estos ejemplos se registraron en 2019 el 13, 11 y 15 de abril, respectivamente, en la Reserva de El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica.

Medición de la estructura los coros del amanecer de la comunidad de aves

Para evaluar cambios a nivel de la estructura acústica de los coros de aves en general, procesamos grabaciones completas de 60 min de los coros del amanecer en la plataforma

Raven Pro 1.5, separadas en dos bandas de las frecuencias de 0 a 3 kHz y otra de 3 a 12 kHz para medir la entropía promedio (bits) y la potencia promedio (dB). Como los decibeles son unidades logarítmicas, es incorrecto tomar el promedio de las mediciones de los decibeles (Symes *et al.* 2016). De manera que convertimos las salidas de “potencia promedio (dB)” dadas por Raven a sus

niveles de presión de sonido (μPa) utilizando la siguiente fórmula y estableciendo la presión de referencia (Preferencia) a $20 \mu\text{Pa}$ ya que es el umbral para la audición humana:

$$\text{LdB} = 20 \log_{10} \left(\frac{P_{rms}}{P_{reference}} \right) \rightarrow \text{Prms} = \text{Preferencia} \left(\frac{10^{\text{LdB}}}{20} \right)$$

LdB = "Potencia promedio (dB)" en Raven
Preferencia = $20 \mu\text{Pa}$ (umbral de audición humana)
Prms = Presión de sonido de los coros del amanecer

Las mediciones dentro de la misma banda de frecuencia se compararon entre la reproducción de ruido y las grabaciones de control para cada sitio. Usamos la entropía promedio y la presión sonora como un indicador de la complejidad e intensidad de los coros del amanecer. Así, una mayor entropía mediría la complejidad del espectrograma, lo cual indicaría más especies e individuos vocalizando. De manera similar, una mayor presión sonora que mide la fuerza espectral indicaría que las aves vocalizan a distancias más cercanas a los sitios muestreados (Charif *et al.* 2010). Por lo que sabemos, este es el primer intento de usar las mediciones del programa Raven en las grabaciones de coros del amanecer para inferir el impacto antropogénico a nivel de la comunidad de aves.

Estas selecciones de bandas de frecuencia se realizaron con el conocimiento de que la mayoría de la energía del ruido de tráfico típico cae entre 0–3 kHz, con un pico de alrededor de 1 kHz (McClure *et al.* 2013), y que las especies de aves rara vez son capaces de vocalizar por

arriba de 12 kHz (Anon 2019). Ni la entropía y ni las mediciones de potencia en Raven pueden distinguir entre el ruido ambiental y los sonidos de aves; y dado que se supone que la energía del ruido del tránsito es mucho mayor que la de las vocalizaciones de las aves, se espera que las mediciones del espectrograma por debajo de 3 kHz estén sesgadas por el impacto del ruido del tránsito. Por el contrario, la selección de 3 a 12 kHz nos permite excluir la mayoría, si no todo, el ruido del tránsito para solo comparar las vocalizaciones de aves presentes entre las frecuencias. Las vocalizaciones de aves presentes por debajo de 3 kHz aún pueden compararse estadísticamente porque reproducimos un archivo de sonido estándar para todas las pruebas. Sin embargo, estos valores representan la entropía y la presión de sonido del coro del amanecer además del ruido del tránsito vehicular. Estas selecciones de banda de frecuencia también nos permiten medir y comparar por separado las vocalizaciones de especies que estarían sujetas a enmascaramiento (<3 kHz) y aquellas que no lo están (>3 kHz), lo que nos permite evaluar el posible impacto del ruido del tránsito en las comunidades de aves que son enmascaradas y las que no de manera independientemente.

Análisis estadístico

Sumamos el tiempo de bioacústica observado en cada registro de los coros del amanecer para cada especie focal y comparamos los valores de control y reproducción de ruido en cada sitio usando un modelo lineal generalizado y el software R. Dado que no utilizamos



ningún medio visual para asegurar que las aves territoriales estuvieran presentes durante el tiempo de las grabaciones autónomas, las muestras que tuvieran una suma de tiempo de bioacústica de cero fueron excluidas del análisis. De manera similar, comparamos los valores promedio de entropía y presión de sonido usando una prueba de *t*. El ajuste a la normalidad se comprobó con una prueba de Shapiro-Wilk, y las diferencias en rangos se compararon con la prueba U de Mann-Whitney.

Resultados

Analizamos un total de 10 h de grabaciones de los coros del amanecer ($n = 4$ control, $n = 6$ reproducción). No encontramos diferencias significativas entre el tiempo de bioacústica con reproducción de ruido y los sitios de control en ninguna de las cuatro especies focales (Modelo GLM en R, dispersión de parámetros Gamma, $P = 0.621$; Figura 4). En la banda de frecuencia de 0–3 kHz, tanto la entropía promedio (Mann-Whitney: $z = 2.459$, $P = 0.0139$) como la presión de sonido promedio ($t = 3.164$, $P = 0.0139$) fueron significativamente más altas durante los coros del amanecer del control que los coros del amanecer expuestos durante la reproducción del ruido del tránsito. En la banda de frecuencia de 3 a 12 kHz, la presión de sonido promedio fue significativamente más alta durante el control que en las pruebas de reproducción de ruido (Mann-Whitney: $z = 2.452$, $P = 0.0142$). Sin embargo, la entropía promedio fue significativamente menor en las muestras de control ($t = 3.7106$, $P = 0.00595$; Figura 5).

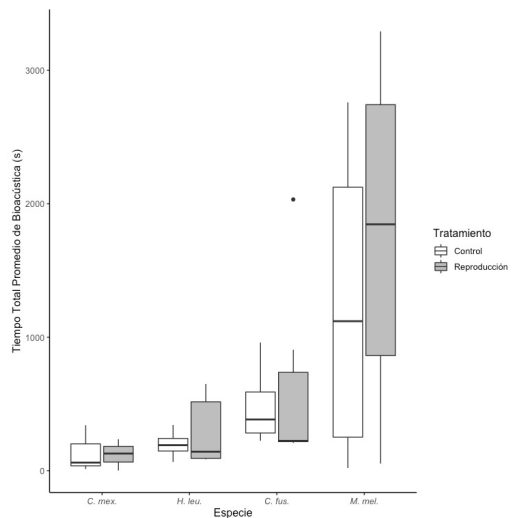


Figura 4. Tiempo total promedio de bioacústica durante el control y la reproducción de ruido durante los coros del amanecer en todos los sitios. Los datos fueron recolectados entre el 11 y 16 de abril de 2019 en la Reserva de El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica.

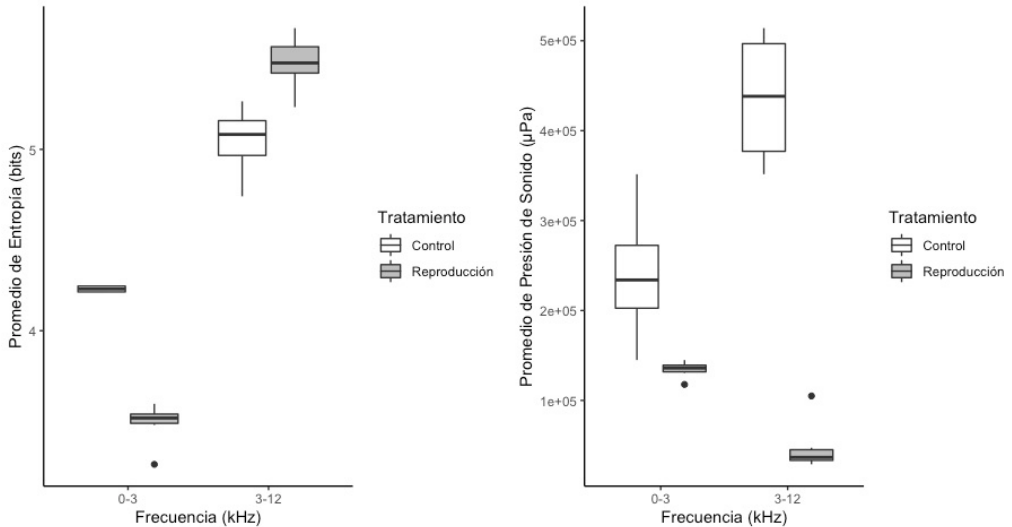


Figura 5. Promedio de entropía y promedio de presión de sonido durante el control y la reproducción de ruido obtenidos en la Reserva de El Silencio de Los Ángeles, San Ramón, Costa Rica.

Discusión

Considerando que éste podría ser uno de los estudios pioneros que examina los efectos de la reproducción del ruido de la carretera en el tiempo bioacústica de las aves en el neotrópico, esperábamos observar cambios significativos en estos tiempos basados en estudios anteriores que han demostrado una reducción del tiempo de bioacústica en otros animales que dependen de la comunicación vocal (Vargas-Salinas *et al.* 2014). Observamos una importante variación en los tiempos bioacústica. Por ejemplo, notamos que cuando no hubo respuesta de bioacústica (excluidos del análisis), hubo cinco casos en los que se detectaron especies focales

durante el control, pero no se detectaron durante las pruebas de reproducción de ruido. Además, las aves detectadas de forma tenue en los espectrogramas en los sitios de control potencialmente podrían pasar desapercibidas en las pruebas de reproducción de ruido, ya que el ruido del tránsito pudo haber obligada a estos individuos a alejarse más del micrófono. Esto podría sugerir que la respuesta inmediata de algunas especies de aves no es cambiar la duración de sus vocalizaciones, sino más bien alejarse del área afectada. Goodwin y Shriver (2010) también observaron resultados similares en el cuco de pico amarillo (*Coccyzus americanus*) y el trepatroncos de pecho blanco



(*Sitta carolinensis*) los cuales tenían diez veces menos probabilidades de encontrarse en áreas afectadas por el ruido del tránsito que en los hábitats sin ruido en Virginia, E.E. U.U. Sin embargo, es importante reconocer los efectos específicos de cada especie ante el ruido por carretera. Poco se sabe sobre el comportamiento acústico de nuestras cuatro especies focales, aunque algunas investigaciones han examinado los duetos del Soterrey de Selva Pechigrís.

El Soterrey de Selva Pechigrís es un ave territorial monógama que depende en gran medida del canto para aparearse, y se ha demostrado que coordina su canto con potenciales parejas o con las ya establecidas para producir dúos con precisión temporal (Dingle y Slabbekoorn 2018). Dingle y Slabbekoorn (2018) describen que el Soterrey de Selva Pechigrís tienen dos tipos de comportamiento de dueto: un dúo antifonal, que requiere un alto grado de coordinación y sincronización precisa, y un dúo confuso, que no requiere de tanta coordinación. Para realizar un dúo antifonal, las parejas de esta especie deben escucharse atentamente; por lo tanto, un sonido ruidoso y de distracción, como el ruido de carretera podría interrumpir este dúo y dificultar la comunicación (Lohr *et al.* 2003). Sin embargo, durante las selecciones en el programa Raven no observamos ningún dueto antifonal, solo duetos mezclados. Como estos duetos son desorganizados por naturaleza y no requieren de tanta coordinación entre las parejas, esto podría explicar por qué no observamos diferencias significativas en el tiempo de bioacústica en esta

especie. Para futuras investigaciones, podría haber un alto potencial para examinar el cómo el ruido del tránsito afecta a los duetos antifonales del Soterrey de Selva Pechigrís.

Nuestros resultados del análisis de la comunidad de aves pueden explicarse de manera más adecuada utilizando el siguiente razonamiento: 1) la reproducción del ruido del tránsito tuvo una influencia significativa en la entropía y la presión sonora en bajas frecuencias, 2) las aves responden a la reproducción del ruido del tráfico alejándose del área inmediata a la fuente ruido, y 3) Las aves responden elevando la frecuencia promedio de sus vocalizaciones. En la banda de 0–3 kHz, la entropía promedio fue significativamente más alta en los tratamientos control que en los de reproducción del ruido. Como la entropía en Raven mide la complejidad del espectrograma, este hallazgo puede demostrar la influencia espectral del ruido de tránsito de baja frecuencia en las grabaciones de los coros al amanecer. El ruido de la carretera tiene un perfil de sonido espectralmente simple, y por tanto, es probable que más eventos de paso de vehículos tengan un efecto negativo en la entropía promedio al diluir la complejidad de las vocalizaciones. Del mismo modo, la presión de sonido promedio también fue significativamente mayor en los tratamientos control en comparación con los de reproducción de ruido dentro de mismo rango de frecuencia arriba mencionado. En los sitios de reproducción de ruido, se supone que el ruido de la carretera aumenta la presión de

sonido promedio, que representa la densidad espectral de las vocalizaciones de aves y el ruido del tránsito porque los eventos de paso de vehículos son típicamente más altos que las vocalizaciones de aves (McClure *et al.* 2013). Los niveles de presión sonora promedio de nuestra reproducción son similares a los observados en otros estudios que demuestran los efectos negativos del ruido de la carretera en la biodiversidad (Reijnen *et al.* 1997, Barber *et al.* 2011). Por lo tanto, es claro que nuestro archivo de reproducción de ruido impactó fuertemente el paisaje sonoro. Sin embargo, los eventos de paso de vehículos pueden no ser espectralmente densos, especialmente en comparación con las marcas espectrales de aves que vocalizan a corta distancia. Por lo tanto, la reproducción del ruido puede tener una influencia negativa en la presión de sonido promedio.

Aunque el perfil de sonido del ruido del tránsito podría haber influido en los resultados de baja frecuencia, las aves que reaccionan a la reproducción del ruido del tránsito al aumentar su frecuencia de vocalización promedio y al, presumiblemente, desocupar el área inmediata son argumentos que están respaldados por la mayoría de los resultados a nivel de comunidad de aves (Lohr *et al.* 2003). Dentro de la banda de 0–3 kHz, tanto la entropía promedio como la presión de sonido promedio son más bajas en los coros de amanecer. Esto sugeriría que menos aves están vocalizando dentro de este rango de frecuencia, por lo que es poco probable que las aves dejen de cantar durante estos

coros del amanecer de acuerdo con nuestros resultados. Como la densidad del espectrograma se correlaciona directamente con la distancia desde la fuente de sonido (Charif *et al.* 2010), es más probable que las aves salgan del alcance del micrófono y, por lo tanto, disminuyan la entropía y la presión de sonido observadas en la grabación. Esta relación también se da en la banda de 3–12 kHz donde la presión del sonido disminuye dentro en los coros durante la reproducción del ruido. Estudios anteriores han demostrado que las aves evitan áreas con ruido de la carretera probablemente debido a la presión del enmascaramiento (Francis *et al.* 2011b; Slabbekoorn y Peet 2003).

Una respuesta adicional que podría estar contribuyendo a las relaciones observadas es que una cantidad significativa de individuos elevó su frecuencia de vocalización promedio para evitar la presión de enmascaramiento. La entropía disminuyó en los tratamientos de reproducción entre 0–3 kHz, pero aumentó entre 3–12 kHz, lo que significa que es probable que algunos individuos originalmente vocalizaran por debajo de 3 kHz y se vieron obligadas a aumentar su vocalización por encima de 3 kHz para evitar el enmascaramiento acústico. Este resultado también es compatible con una disminución en la presión de sonido promedio dentro de la banda de 0–3 kHz durante los tratamientos de reproducción del ruido, lo que indica que hay menos aves cantando en este rango. Los cambios en la frecuencia de vocalización de las aves debido al ruido antropogénico han



sido documentados por numerosos estudios y respaldan nuestro razonamiento (Francis *et al.* 2011b, Slabbekoorn y Peet 2003). Una posible razón por la cual la entropía promedio aumentó, pero la presión de sonido promedio disminuyó durante los tratamientos de reproducción de ruido entre 3–12 kHz, podría ser el efecto combinado de las aves aumentando su frecuencia, aumentando así la complejidad espectral por encima de 3 kHz, pero vocalizando a distancias más lejos, disminuyendo así la densidad espectral. Debido a que no detectamos ningún cambio en el tiempo de bioacústica en las especies focales, pero sí observamos diferencias significativas en la entropía media y la presión del sonido durante los coros de la madrugada durante la reproducción del ruido, nuestros resultados sugieren que la reacción inmediata de las aves al ruido del tránsito es aumentar su frecuencia media y abandonar el área afectada en lugar de cambiar la duración de la bioacústica. Estos hallazgos nunca se han reportado en una escala de tiempo tan corta. Sin embargo, es poco probable que todos los individuos de aves cambien su comportamiento en estas dos formas. Es más razonable esperar que la reproducción del ruido del tránsito afecte a las especies dentro de la comunidad aves de diferentes maneras. Algunas especies podrían haber respondido aumentando su frecuencia de vocalización promedio para escapar de la presión de enmascaramiento, mientras que otras especies, que no pudieron cambiar su estructura

vocal, podrían haberse alejado de la fuente de ruido (Lohr *et al.* 2003).

Por lo que sabemos, nunca se había realizado un estudio experimental sobre la reproducción del ruido de carretera en los bosques neotropicales para evaluar la respuesta de las aves. Otros estudios que analizan los efectos del ruido antropogénico de la carretera se realizan en presencia de carreteras y proporcionan información limitada sobre los efectos de la contaminación acústica producida por las carreteras (McClure *et al.* 2013; Francis *et al.* 2009). McClure *et al.* (2013) afirma que es imperativo que los estudios aislen los efectos del ruido de la carretera para que las variables de confusión de las carreteras no puedan exacerbar los efectos de la contaminación acústica observada en las poblaciones de aves. Además, no conocemos ningún otro estudio que utilice el mismo enfoque utilizado en este estudio para examinar los efectos del ruido de carretera y que demuestre un cambio en la composición acústica en la comunidad de aves.

La comunidad de aves en nuestra área de estudio nunca ha estado expuesta a las presiones del ruido de la carretera en el paisaje sonoro; por lo tanto, es poco probable que observemos algún efecto de habituación al ruido de la carretera por parte de las aves muestreadas. Según Katti y Warren (2004), la investigación centrada en la comunicación acústica proporciona explicaciones más claras de cómo los organismos se adaptan a sus entornos. Por lo tanto, sugerimos que se realicen más estudios en el área de la

Reserva del Bosque Nuboso El Silencio de Los Ángeles así como en otros sitios neotropicales, para determinar los efectos a largo plazo del ruido de la carretera en la comunicación de las aves. Se necesita investigación adicional de reproducción de ruido a gran escala para generalizar los resultados observados a una escala más amplia (McClure *et al.* 2013). Esto es especialmente crítico en los neotrópicos donde existe pocos datos de línea base. Encontramos que el ruido del tránsito no tuvo un impacto inmediato en el tiempo de bioacústica, por lo que un estudio a más largo plazo podría revelar nueva evidencia. Recomendamos que los esfuerzos de investigación futuros también exploren los cambios en la distribución de las especies y los cambios en la calidad del hábitat, lo que se logra más fácilmente mediante el estudio directo de individuos (Ware *et al.* 2015).

Estas líneas de investigación se sumarán al creciente grupo de investigaciones realizadas en los neotrópicos para ayudar a determinar los impactos de las carreteras en proximidad a las poblaciones de aves, y ayudar en la toma de decisiones sobre la construcción de carreteras y las estrategias de conservación. Para minimizar los efectos de las carreteras, sugerimos la implementación de barreras vivas las cuales disminuirían el efecto del ruido en el área circundante (Slabbekoorn y Ripmeester 2008). El límite de velocidad de las carreteras que bordean los bosques también se puede reducir para minimizar las consecuencias negativas en los bosques adyacentes (Slabbekoorn y

Ripmeester 2008, Arévalo y Newhard 2011). Con investigación y planificación de carreteras de manera segura, el impacto del sistema de carreteras en crecimiento en los neotrópicos se podría mitigar para favorecer la conservación de la biodiversidad.

Conclusiones

Es importante documentar de manera preventiva los efectos del ruido antropogénico de carretera en las comunidades de aves en un paisaje no fragmentado para establecer un conocimiento de referencia sin la influencia de variables de confusión, como la presencia de una carretera. El hecho de que no encontramos efecto significativo en el tiempo de bioacústica en las especies focales, pero sí en la complejidad y densidad espectral de los coros del amanecer, sugiere que las diferentes especies de aves pueden verse afectadas de diferentes maneras. Es posible que las aves aumenten su frecuencia de vocalización o abandonen las áreas afectadas para escapar del enmascaramiento por ruido. Dado que nuestros resultados solo muestran las respuestas inmediatas de las especies de aves al ruido antropogénico, creemos que este experimento debe repetirse para obtener información sobre los efectos a largo plazo de la contaminación acústica y así utilizarlos en los esfuerzos de conservación y planificación urbana.



Agradecimientos

Agradecemos al personal de la Estación de Investigación José Miguel Alfaro, y al Hotel Villa Blanca y Reserva El Silencio de Los Ángeles por apoyar esta investigación. Meaghan Murray, Anna Vrioni y Sydney McDavid ayudaron en el análisis de espectrogramas con Raven. Laurel Symes del Programa de Investigación de Bioacústica en el Laboratorio de Ornitología de Cornell evaluó la viabilidad de nuestra metodología y análisis, y corrigió el manuscrito. Gerardo Avalos facilitó el proceso de edición. Agradecemos al Centro de Estudios de Desarrollo Sostenible, School for Field Studies, en Atenas, Costa Rica, por su apoyo logístico y financiero.

Referencias

Arévalo, J.E., y K. Newhard. 2011. Traffic noise affects forest bird species in a protected tropical forest. *Revista de Biología Tropical* 59(2): 969–80.

All About Birds. 2017. Blackpoll Warbler. https://www.allaboutbirds.org/guide/Blackpoll_Warbler/overview

Barber, J.R., Burdett, C.L., Reed, S.E., Warner, K.A., Formichella, C., Crooks, K.R., Theobald, D.M., y K.M. Fristrup. 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology* 26: 1281.

Brumm, H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a

territorial bird. *Journal of Animal Ecology* 73: 434–440.

Brumm, H., y S.A. Zollinger. 2013. Avian Vocal Production in Noise. *Animal Communication and Noise* 2: 187–227.

Charif, R.A., Waack, A.M., y L.M. Strickman. 2010. *Raven Pro 1.4 User's Manual*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY.

Dingle, C., y H. Slabbekoorn. 2018. Multiple functions for pair duets in a Neotropical wren *Henicorhina leucophrys*. *Animal Behaviour* 145: 67–76.

Ey, E., y J. Fischer. 2009. The “acoustic adaptation hypothesis” — A review of the evidence from birds, anurans and mammals. *Bioacoustics* 19: 21–48.

Fahrig, L., y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21.

Francis, C.D., Ortega, C.P., y A. Cruz. 2009. Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions. *Current Biology* 19: 1415–1419.

Francis, C.D., Ortega, C.P., y A. Cruz. 2011a. Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLoS ONE* 6(11).

Francis, C.D., C.P. Ortega, y A. Cruz. 2011b. Vocal frequency change reflects different responses to anthropogenic noise in two subsocial tyrant flycatchers. *Proceedings of the*

Royal Society B: Biological Sciences 278(1714): 2025–2031.

Goodwin, S.E., y W.G. Shriver. 2011. Effects of Traffic Noise on Occupancy Patterns of Forest Birds. *Society for Conservation Biology* 25(2): 406–411.

Halfwerk, W., Bot, S., Buikx, J., Velde, M.V.D., Komdeur, J., Cate, C.T., y H. Slabbekoorn. 2011. Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(35): 14549–14554.

Holdridge, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center. San José, Costa Rica.

Katti, M., y P.S. Warren. 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology & Evolution* 19(3): 109–110.

Klump, G.A. 1996. Bird communication in the noisy world. En Kroodsma, D.E., y E.H. Miller, eds. *Ecology and evolution of acoustic communication in birds*. Ithaca, New York: Comstock Publishing 321–338.

Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., y C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29: 737–748.

Lohr, B., Wright, T.F., y R.J. Dooling. 2003. Detection and discrimination of natural calls in masking noise by birds: estimating the active space of a signal. *Animal Behaviour* 65(4):

763–777.

Matarrita-Cascante, D., Brennan, M.A., y A.E. Luloff. 2010. Community agency and sustainable tourism development: the case of La Fortuna, Costa Rica. *Journal of Sustainable Tourism* 18(6): 735–756.

McClure, C.J.W., Ware, H.E., Carlisle, J., Kaltenecker, G., y J.R. Barber. 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.

Patricelli, G.L., y J.L. Blickley. 2006. Avian communication in urban noise causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk* 123(3): 639–649.

Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H., Dumyahn, S.L., y B.L. Krause. 2011a. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* 26(9): 1213–1232.

Pijanowski, B., Villanueva-Rivera, L., Dumyahn, S., Farina, A., Krause, B., Napoletano, B., . . . y N. Pieretti. 2011b. *Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape*. *BioScience* 61(3): 203–216.

Reijnen, R., Foppen, R.P.B., Veenbaas, G., y Bussink, H. (2002). Disturbance by traffic as a threat to breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. En Sherwood, B., Cutler, C., y J. A. Burton, eds. *Wildlife and roads: the ecological impact*. London (UK): Imperial College Press 249–267.



Rheindt, F.E. 2003. The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology* 144(3): 295–306.

Simpson, J.D. 2011. Black-faced Solitaire (*Myadestes melanops*). Neotropical Birds Online. <https://doi.org/10.2173/nb.blfsol1.01>.

Slabbekoorn, H. y M. Peet. 2003. Ecology: Birds sing at a higher pitch in an urban noise. *Nature* 424: 267.

Slabbekoorn, H., y E.A.P. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17(1): 72–83.

Symes, L.B., Page, R.A., y ter Hofstede, H.M. 2016. Effects of acoustic environment on male

calling activity and timing in Neotropical forest katydids. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 70(9) 1485–1495.

Vargas-Salinas, F., Cunnington, G.M., Amézquita, A., y L. Fahrig. 2014. Does traffic noise alter calling time in frogs and toads? A case study of anurans in Eastern Ontario, Canada. *Urban Ecosystems* 17(4): 945–953.

Ware, H.E., McClure, C.J.W., Carlisle, J.D., y J. R. Barber. 2015. A phantom road experiment reveals traffic noise is an invisible source of habitat degradation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(39): 12105–12109.

Apéndices

Apéndice 1. Promedio del tiempo de bioacústica de las especies focales con sus valores de significancia (P) asociados a los tratamientos de reproducción de ruido y control.

Especies	Tratamiento	n	Promedio total del tiempo de bioacústica (s) ± 1 SD	P
Soterrey de Selva Pechigrís	Control	4	197.51 ± 114.19	0.4828
	Reproducción	6	296.67 ± 266.27	
Zorzal Sombrío	Control	4	487.61 ± 330.72	0.6806
	Reproducción	6	634.84 ± 737.87	
Zorzal Cabecinegro	Control	4	137.64 ± 177.70	0.9023
	Reproducción	6	121.42 ± 117.27	
Solitario Carinegro	Control	4	1254.85 ± 1301.56	0.6233
	Reproducción	6	1759.09 ± 1448.36	



Apéndice 2. Promedio de presión del sonido y entropía de los coros de aves del amanecer con sus valores de significancia (P) asociados a los tratamientos de reproducción de ruido y control

Banda de Frecuencia	Tratamiento	n	Promedio de Entropía (bits) \pm 1 SD	P	Promedio de Presión de Sonido (μPa) \pm 1 SD	P
0–3 kHz	Control	4	4.23 \pm 0.02	0.0139	241090 \pm 85361	0.0139
	Reproducción	6	3.49 \pm 0.12		134208 \pm 9359	
3–12 kHz	Control	4	5.04 \pm 0.22	0.00595	435528 \pm 79141	0.0142
	Reproducción	6	5.48 \pm 0.15		47903 \pm 28652	