

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

Informe escrito final

Caracterización del paisaje sonoro asociado a la comunidad de aves como una propuesta para el establecimiento de un Corredor Biológico Interurbano en la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica.

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

B.Sc. Roberto José Vargas Masís

**Campus Omar Dengo
Heredia, 2021**

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

CAROLINA
ILEANA ESQUIVEL
DOBLES (FIRMA)

Firmado digitalmente por
CAROLINA ILEANA ESQUIVEL
DOBLES (FIRMA)
Fecha: 2021.07.09 11:10:33
-06'00'

M.Sc. Carolina Esquivel Dobles

Representante, Decano, quién preside

MONICA ISABEL
RETAMOSA
IZAGUIRRE (FIRMA)

Firmado digitalmente por
MONICA ISABEL RETAMOSA
IZAGUIRRE (FIRMA)
Fecha: 2021.07.09 12:00:15
-06'00'

Dra. Mónica Retamosa Izaguirre

Representante, Unidad Académica

TANIA MARIA BERMUDEZ
ROJAS (FIRMA)

Firmado digitalmente por TANIA
MARIA BERMUDEZ ROJAS (FIRMA)
Fecha: 2021.07.10 10:19:21 -06'00'

M.Sc. Tania Bermúdez Rojas

Tutora



M.Sc. Héctor Perdomo Velázquez

Asesor

ROSE MARIE MENACHO
ODIO (FIRMA)

Firmado digitalmente por ROSE
MARIE MENACHO ODIO (FIRMA)
Fecha: 2021.07.09 12:47:30 -06'00'

Dra. Rose Marie Menacho

Invitada especial

Agradecimientos

- A mis padres por todo el esfuerzo que dan día, desde lo cotidiano hasta en las enseñanzas y su esfuerzo por darnos estudio tanto a mi cada uno de mis hermanos.
- A Oscar Ramírez, profesor, amigo y hermano de la vida, quien me formó como investigador, creyó en mi persona desde mis principios como estudiante universitario.
- A mi tutora Tania Bermúdez Rojas por la oportunidad e impulso para culminar juntos este proceso de tesis, por motivarme y encaminar mi formación universitaria de mejor manera.
- A mis asesores, colegas y amigos Héctor Perdomo Velázquez y Jorge Castro Castro por la motivación y todo el conocimiento brindado durante este proceso.
- A la Asociación Ornitológica de Costa Rica por el apoyo mediante la beca del Fondo Alexander Skutch para la investigación ornitológica.
- A todos los investigadores del proyecto “Estrategia de manejo para las áreas de protección y áreas verdes en la microcuenca del río Bermúdez y sus afluentes Pirro-Quebrada Seca-Burío, como contribución a la gestión ambiental del ecosistema urbano presente en el río Grande de Tárcoles” por permitirme formar parte de este equipo.
- A Jean Karl Mc Queen Blanco por todo el apoyo durante esta tesis y el aprendizaje en cada gira que compartimos.
- A Don William Brenes Gerente de Geología en Pedregal y al señor Mannil dueño de la finca Motilonia por permitirnos ingresar a sus propiedades y realizar el muestreo.
- A todas las personas, amigos y colegas que en este camino me motivaron de muchas maneras a continuar en el camino de la investigación y este proceso.

Dedicatoria

Este logro se lo dedico a mis padres, Guiselle Masís Hernández y Juan Vargas Ramírez, por cada paso correcto que me enseñaron y ayudaron a dar, por cada consejo, paciencia y esfuerzo, sin los cuales nada de esto sería posible. A veces no comprendemos todo lo que sucede, pero definitivamente cada cosa que sucede tiene una razón y una enseñanza.

Esta tesis se la dedico también a Oscar Ramírez Alán que en paz descanse. Definitivamente la persona que más influencia tuvo en mi pasión por las aves y la bioacústica, así como en mi formación como biólogo. Estoy seguro de que desde donde se encuentre está muy feliz de verme culminar este proceso. Gracias infinitas por tantas enseñanzas profe.

Todo lo puedo en Cristo que me fortalece (Filipenses 4:13).

Índice

Agradecimientos	3
Dedicatoria	4
Índice	5
Índice de cuadros	6
Índice de figuras	7
Abreviaturas o acrónimos	9
Resumen	10
Introducción	11
Antecedentes	12
Justificación	14
Planteamiento del problema	15
Objetivos	15
Objetivo general:	15
Objetivos específicos:	16
Marco Teórico	16
Marco Metodológico	19
Área de estudio	19
Metodología	29
Resultados	32
Caracterización de la avifauna	32
Caracterización del paisaje sonoro	42
Correlaciones entre los índices biológicos e índices de acústicos	55
Recomendaciones para el uso de indicadores biofísicos en un CBI	60
Discusión	66
Conclusiones	71
Recomendaciones	74
Bibliografía	75
Anexos	87

Índice de cuadros

Cuadro 1. Referencia de los sitios de muestreo a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica.	20
Cuadro 2. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	35
Cuadro 3. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por zona de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	36
Cuadro 4. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por punto de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	38
Cuadro 5. Media y desviación estándar de los índices acústicos analizados en la microcuenca del río Bermúdez.	42
Cuadro 6. Diferencias en el Índice de Complejidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	43
Cuadro 7. Diferencias en el Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	44
Cuadro 8. Diferencias en el Índice de Bioacústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	46
Cuadro 9. Diferencias en el Índice de Diversidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	47
Cuadro 10. Diferencias en el Índice de Paridad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	48
Cuadro 11. Diferencias en el Índice de Entropía Total entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	49
Cuadro 12. Diferencias en el Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	51
Cuadro 13. Diferencias en el Índice de Diversidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	52
Cuadro 14. Diferencias en el ruido ambiental entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.	54
Cuadro 15. Matriz de recomendaciones para los objetos de estudio propuestos basados en indicadores biofísicos de la avifauna y el paisaje sonoro para el establecimiento del Corredor Biológico Interurbano río Bermúdez.	61

Índice de figuras

Figura 1. Descripción de la metodología de muestreo, transectos y puntos de conteos de aves en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia Costa Rica, 2018.	19
Figura 2. Registro fotográfico de tala de ciprés en el sitio del Monte de la Cruz.	21
Figura 3. Referencia fotográfica de la vegetación circundante al río Turales.	22
Figura 4. Referencia fotográfica del Cafetal 1, al fondo la vegetación del río Bermúdez.	23
Figura 5. Referencia fotográfica del Cafetal 2 en el límite de la zona periurbana.	24
Figura 6. Referencia fotográfica del sitio La Valencia dentro de la zona urbana.	25
Figura 7. Referencia fotográfica del sitio UNA ubicada en Lagunilla de Heredia.	26
Figura 8. Referencia fotográfica del sitio Pedregal 1 (Foto: Google Earth).	27
Figura 9. Referencia fotográfica del sitio Pedregal 2 (Foto: Jean Karl Mc Queen Blanco).	28
Figura 10. Abundancia de especies según el rango estimado en la microcuenca de río Bermúdez.	32
Figura 11. Relación entre la riqueza de especies y la abundancia de individuos por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.	33
Figura 12. Relación entre el promedio de la riqueza de especies por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.	34
Figura 13. Relación entre la riqueza y el índice de diversidad de Shannon (H') de especies por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.	35
Figura 14. Curva de acumulación de especies por zona de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez. La línea en azul representa la zona periurbana y en rojo la zona urbana.	37
Figura 15. Curva de acumulación de especies por sitio en la microcuenca del río Bermúdez. La línea en negro representa el sitio Monte de la Cruz (1), en azul Turales (2), en Naranja Cafetal 1 (3), en rojo Cafetal 2 (4), en verde oscuro Valencia (5), en morado UNA (6), en café Pedregal 1 (7) y en verde claro Pedregal 2 (8).	37
Figura 16. Mapa de interpolación de la riqueza de aves por punto de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	40
Figura 17. Diferencia de la riqueza de especies por punto de muestreo agrupados por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.	40
Figura 18. Índice de Complejidad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	43
Figura 19. Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	44
Figura 20. Índice de Bioacústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	45

Figura 21. Índice de Diversidad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	47
Figura 22. Índice de Paridad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	48
Figura 23. Índice de Entropía Total por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	49
Figura 24. Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	50
Figura 25. Índice de Picos por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	52
Figura 26. Ruido ambiental obtenido del sonómetro por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	53
Figura 27. Ruido Ambiental extraído de las grabaciones por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.	54
Figura 28. Relación de cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez respecto a la abundancia y los índices biológicos de Shannon, Simpson y Jaccard.	55
Figura 29. Relación de los índices acústicos ACI, NDSI, BIO y ADI con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.	57
Figura 30. Relación de los índices acústicos AEI, TE, MAE y NP con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.	58
Figura 31. Relación entre el ruido ambiental por sitio y por puntos con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.	59

Abreviaturas o acrónimos

CBI	Corredor Biológico Interurbano
AP	Área de Protección
CB	Corredor Biológico
CBIRT	Corredor Biológico Interurbano Río Torres
PRUGAM	Plan Regional Urbano de la GAM
MRB	Microcuenca del Río Bermúdez
ACI	Índice de Complejidad Acústica
NDSI	Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro
BIO	Índice de Bioacústica
ADI	Índice de Diversidad Acústica
AEI	Índice de Paridad
TE	Índice de Entropía Total
MAE	Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud
NP	Índice del Número de Picos

Resumen

La biodiversidad alrededor del mundo ha sido afectada por procesos de fragmentación del paisaje en las ciudades, donde especies de fauna silvestre deben interactuar con fuertes presiones por contaminación atmosférica y sónica. El crecimiento acelerado de las áreas urbanas ha sido enlazado con eventos de disminución en la riqueza y abundancia de la vida silvestre que afectan a su vez la composición y estructura de la avifauna. Por ello se propone el establecimiento de Corredores Biológicos Interurbanos que favorezcan la conectividad con otras áreas de vegetación y el movimiento de la biodiversidad dentro de la matriz urbana. Previamente no se había utilizado la caracterización del paisaje sonoro como un componente de análisis biofísico en el establecimiento de estos corredores biológicos; por lo que esta investigación tiene como objetivo evaluar la comunidad de aves con relación al paisaje sonoro como una propuesta para el establecimiento de un Corredor Biológico Interurbano en la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica. En cada sitio de muestreo se colocaron cinco puntos de conteo separados por 150 metros entre sí y paralelos a la franja de vegetación ribereña en los que se realizaron conteos de aves por 10 min con una grabación de paisaje sonoro utilizando micrófonos omnidireccionales. Se dividió la microcuenca en una zona periurbana y una zona urbana con cuatro sitios por zona, en los que se realizaron los muestreos. Se registraron un total de 171 especies de aves distribuidas en 41 familias con 18 representantes endémicos de Costa Rica. Se caracterizó la variación acústica de cada sitio mediante índices de paisaje sonoro que permitieron interpretar la interacción acústica de las biofonías, geofonías y antropofonías a lo largo de la microcuenca con los que se logró evidenciar la relación de las variables acústicas con las variables biológicas. Los resultados apoyan el planteamiento de que el ruido ambiental puede tener efectos negativos sobre la comunidad de aves por lo que es necesario establecer medidas de mitigación respecto al ruido urbano que beneficie los procesos de conservación para las especies en los CBI y en especial de la microcuenca del río Bermúdez. Las técnicas acústicas se presentan como una metodología de bajo costo e impacto para el monitoreo de la avifauna en ecosistemas urbanos. Además, presentan una innovadora perspectiva de análisis del componente biofísico mediante los indicadores de paisaje sonoro en la propuesta para el establecimiento de CBI Río Bermúdez ya que permiten evaluar tanto variables biológicas como físicas del ambiente.

Introducción

La biodiversidad alrededor del mundo ha sido afectada, entre otras causas, por procesos de fragmentación del paisaje (Lang, Gormley, Harvey y Sinclair, 2003; Sekercioglu, Primack y Wormworth, 2012). Las ciudades constituyen espacios altamente fragmentados que interactúan con fuertes presiones por contaminación atmosférica y sónica, las cuales tienen efectos directos en la biodiversidad (Weber y Litschke, 2008).

El crecimiento de las áreas urbanas alrededor del mundo se ha enlazado a eventos de disminución en la riqueza y abundancia de la vida silvestre y su vez afectan la composición y estructura de la avifauna (Peris y Montelongo, 2014). Una estrategia para compensar esta disminución ha sido el establecimiento de Corredores Biológicos Interurbanos (CBI) que favorezcan la conectividad con otras áreas de vegetación y el mantenimiento de la biodiversidad dentro de la matriz urbana (Trujillo-Acosta, Peraza-Estrella, Marina-Hipólito y Boraschi, 2017).

Según el Programa Nacional de Corredores Biológicos (Decreto 40043-MINAE, 2016), un Corredor Biológico Interurbano (CBI) es una: “Extensión territorial urbana que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats modificados o naturales que interconectan microcuencas, tramos verdes de las ciudades (parques urbanos, áreas verdes, calles y avenidas arborizadas, línea férrea, isletas y bosque a orilla del río, entre otros) o áreas silvestres protegidas” (p.14 y 15). Esta estrategia de manejo permite mantener el flujo genético de las poblaciones de flora y fauna y sitios para el paso de especies tanto residentes como migratorias.

Las aves constituyen un grupo de vital importancia en los ecosistemas ya que cumplen funciones como controladoras biológicas, recicladoras, polinizadoras y dispersoras de semillas, entre otras (Clout y Hay, 1989). Además, son consideradas como un grupo de alto potencial como bioindicadoras dada su interacción con los recursos bióticos y abióticos del ecosistema (Gregory et al., 2003; Herrando, Weiserbs, Quesada, Ferrer y Paquet, 2012) y su facilidad de identificación en campo dados sus plumajes y vocalizaciones (Peris y Montelongo, 2014).

El monitoreo acústico ha surgido como una técnica de alto valor ecológico en la determinación de la biodiversidad en gran cantidad de ecosistemas (Blumstein et al., 2011).

En el caso de las aves, se ha comprobado que el uso de grabaciones acústicas puede mejorar la detección de especies comparado a los métodos convencionales de puntos de conteo en el muestreo la avifauna (Celis-Murillo, Deppe y Allen, 2009; Towsey, Wimmer, Williamson y Roe, 2014; Alquezar y Machado, 2015; Van Wilgenburg, Pankratz, Hache, Sólymos y Bayne, 2017).

Un ecosistema se compone de una comunidad de seres vivos que se relacionan en un medio natural biótico y abiótico (Armenteras et al., 2016), por lo que el ambiente acústico forma parte fundamental en estas relaciones, al integrar componentes biofísicos en el que interactúan las especies, tanto con sonidos naturales y antrópicos (Pijanowski, Farina, Gage, Dumyahn y Krause, 2011) que posteriormente permiten el establecimiento de comunidades acústicas en relación al hábitat (Farina y Salutari, 2016).

Un ecosistema acústico está conformado por biofonías, geofonías y antropofonías. Las biofonías refieren a los sonidos de origen biológico (aves, insectos, anfibios, entre otros), las geofonías a los sonidos de origen natural (ríos, viento, entre otros) y las antropofonías a los sonidos de origen humano (carros, maquinaria, música, entre otros) (Pijanowski et al., 2011; Towsey et al., 2014).

La ecoacústica busca aportar al estudio ecológico y la interpretación del ambiente mediante el sonido el cual puede ser evaluado mediante índices acústicos, los cuales aportan importante información sobre ambiente por la emisión de vocalizaciones de las especies (Farina y Cage, 2017; Caycedo-Rosales y Rodríguez, 2018).

Antecedentes

Los procesos acelerados de fragmentación del paisaje en los núcleos urbanos causados principalmente por la urbanización, afectan a la comunidad de aves (Biamonte, Sandoval, Chacón y Barrantes, 2011) y varía según las características del ambiente (Dallimer et al., 2012). Numerosos estudios se han enfocado en parques urbanos como áreas que juegan un papel importante en las comunidades de aves, ya que mantienen una alta riqueza y mayor diversidad que otras áreas urbanas (Peris y Montelongo, 2014).

En las aves se han documentado evidencias sobre los efectos que el ambiente acústico (principalmente por el ruido) tiene sobre la distribución (Francis, Ortega y Cruz 2009), riqueza y abundancia (Proppe, Sturdy y St. Clair, 2013), vocalizaciones (LaZerte, Otter y Slabbekoorn, 2015) y sus numerosos mecanismos de adaptación a ambientes acústicamente contaminados en áreas urbanas (Bermúdez-Cuamatzin, Ríos-Chelén, Gil y García, 2009).

En los ecosistemas urbanos la contaminación por sonidos de baja frecuencia afecta la transmisión de las vocalizaciones de las aves (Nemeth y Brumm, 2010) ya que las señales acústicas juegan un papel importante en las aves (en el caso de aves canoras) para el establecimiento de territorios de alimentación y reproducción previo, durante y posterior a la época reproductiva (Mockford, Marshall y Dabelsteen, 2011).

En Costa Rica, los esfuerzos de conservación de ecosistemas ribereños y de las comunidades de fauna han permitido el establecimiento de Corredores Biológicos Interurbanos (CBI) en el Gran Área Metropolitana, evidenciado en casos en el Valle Central tal como el río Pirro (Romero-Vargas, Piedra-Castro, Villalobos-Chacón, Marín-Monge, y Núñez-Obando, 2011), el río Torres (Trujillo-Acosta et al., 2017) y el río María Aguilar (Solano-Monge, 2017).

En nuestro país existen pocos estudios sobre el efecto de ambiente acústico en la distribución y diversidad de aves en áreas urbanas a pesar de ser un campo con mucho potencial y relativamente reciente en el país. Estudios similares refieren al análisis del efecto del ruido del tráfico en áreas protegidas (Arévalo y Newhard, 2011; Arévalo y Blau, 2018) y efectos del ruido urbano sobre las vocalizaciones de especies concretas como *Troglodytes aedon* (Redondo, Barrantes y Sandoval, 2013). Otros estudios se centran en el uso de grabaciones de paisaje para modelar la diversidad acústica con relación a la estructura vertical del bosque (Pekin, Jung, Villanueva-Rivera, Pijanowski y Ahumada, 2012), estimaciones de biodiversidad (Ström, 2013) y la relación de la diversidad de aves con índices acústicos (Retamosa-Izaguirre, Ramírez-Alán y De la O-Castro, 2018).

En el proceso de establecimiento de un Corredor Biológico (CB) en zonas urbanas, es importante considerar tanto aspectos de estructura, composición y conectividad de la vegetación hasta la riqueza y abundancia de aves, como principales indicadoras de la funcionalidad del corredor, junto a otros aspectos físicos que limiten la presencia de estos organismos en el ecosistema (Trujillo-Acosta et al., 2017).

Justificación

En Costa Rica no existen regulaciones específicas sobre el efecto de los sonidos sobre la fauna y no se encuentra estipulado en el Reglamento a la Ley de Vida Silvestre (Decreto D40548-MINAE, 2017). La única referencia existente en nuestro país respecto al ruido es el “Procedimiento para la Medición de Ruido” (Decreto 32692-S, 2005) aplicado a regulaciones de la calidad del entorno sonoro para el ser humano (Araya-Pochet, 2008; Araya-Pochet, 2012).

A pesar de las evidencias de efectos del ruido en las aves, en Costa Rica las evaluaciones relacionadas a corredores biológicos se han concentrado en temas como la contaminación de aguas y riberas, gradientes de urbanización, fragmentación, cambios altitudinales, cambio climático, caracterizaciones de la avifauna, y no existen antecedentes de análisis con base a las características acústicas del ambiente en áreas urbanas.

Los corredores urbano-ribereños representan áreas especialmente importantes tanto para la conservación como para la investigación ecológica en la búsqueda de preservar el hábitat en el que interactúan múltiples especies incluido el ser humano que demanda su uso para el desarrollo de múltiples actividades, uso del agua, recreación y otros servicios ecológicos (McClure, Korte, Heath, Barber, 2015).

Es posible identificar una gran cantidad de indicadores en el establecimiento de Corredores Biológicos Interurbanos (CBI) tal como biológicos, físicos, sociales, geográficos, estructurales, económicos, entre otros. Sin embargo, la influencia del paisaje acústico como una variable biofísica no ha formado parte de las evaluaciones de los corredores biológicos en Costa Rica, a pesar de la conocida influencia sobre la presencia de la avifauna en los ecosistemas urbanos.

Múltiples trabajos destacan a los estudios acústicos como una herramienta poderosa que permite determinar un número similar de especies comparado con las técnicas de detección directa obteniendo correlaciones moderadas entre ambas técnicas (Towsey, Wimmer, Williamson y Roe, 2014; Alquezar y Machado, 2015; Sedláček, Vokurková, Ferenc, Djomo, Albrecht y Hořák, 2015; Mammides, Goodale, Dayananda, Kang y Chen, 2017; Jorge, Machado, da Cunha Nogueira, y Nogueira-Filho, 2018; Darras, Batáry, Furnas,

Grass, Mulyani y Tscharrntke, 2019). La microcuenca del río Bermúdez forma parte los ecosistemas ribereños del Gran Área Metropolitana que poseen importantes vacíos de información a nivel biofísico. Debido a lo anterior es primordial la implementación de estrategias de conservación, restauración y rehabilitación de sus áreas de protección, como contribución a la gestión ambiental del ecosistema urbano, debido al impacto de las actividades antropogénicas que se desarrollan en la microcuenca (Romero-Vargas et al., 2018).

Planteamiento del problema

La implementación de un CBI se presenta como una oportunidad para conectar las áreas boscosas conservadas con las matrices urbanas, con el objetivo de permitir el flujo genético de especies tanto de flora y fauna en estos ecosistemas. Las áreas urbanas mantienen altas presiones por contaminación ambiental tal como la sónica, la cual puede influenciar en la presencia de las aves en estos sitios. Por lo anterior la pregunta de investigación de este trabajo es:

¿La caracterización del paisaje sonoro asociado a la comunidad de aves utilizando índices acústicos a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez puede ser utilizado para brindar recomendaciones en el establecimiento de un CBI?

Objetivos

Objetivo general:

Evaluar la comunidad de aves con relación al paisaje sonoro mediante índices biológicos y acústicos como una propuesta para el establecimiento de un Corredor Biológico Interurbano en la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica.

Objetivos específicos:

Caracterizar el paisaje sonoro de la zona urbana y periurbana asociadas a la comunidad de aves de la microcuenca del río Bermúdez.

Analizar la variación de la riqueza y abundancia de la comunidad de aves a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez.

Establecer la relación de las variaciones en riqueza y abundancia asociadas a la comunidad de aves y las características del paisaje sonoro en la microcuenca del río Bermúdez.

Aportar recomendaciones sobre el uso del paisaje sonoro en el proceso de establecimiento y evaluación de Corredores Biológicos Interurbanos.

Marco Teórico

Los Corredores Biológicos son una de las principales estrategias para disminuir los efectos de la fragmentación del paisaje, ya que permiten la movilidad de los organismos entre los ecosistemas y mantiene los procesos de intercambio genético en estas poblaciones (Lees y Peres, 2008).

Según la normativa vigente sobre Corredores Biológicos (Decreto 33106-MINAE, 2006) y la Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de Corredores Biológicos en Costa Rica (SINAC, 2008), algunos de los aspectos a considerar en el establecimiento y análisis de corredores biológicos son:

- Presencia de áreas silvestres protegidas cercanas.
- Presencia de cobertura natural apta para restablecer la conectividad.
- Hidrografía (nacientes, ríos, lagos, humedales, entre otros).
- Patrones migratorios de especies de interés para la conservación.
- Gradientes altitudinales que permitan la adaptabilidad de la flora y fauna silvestre ante el cambio climático.

- Presencia de sitios de importancia para la conservación.
- Límites naturales, cantonales, subregionales, áreas de conservación, otros.
- Organizaciones involucradas en la gestión del corredor biológico.

En el proceso de establecimiento de Corredores Biológicos es necesario evaluar en conjunto a variables biofísicas, aspectos sociales, económicos y políticos que permitan visualizar de manera amplia los componentes con los que interactúan las especies en el corredor biológico (CBM, CCAD y MINAE, 2002).

Cuando los CBI utilizan como base las riberas de los ríos, los aspectos tales como modificaciones en el tamaño de la ribera, composición química de las aguas, composición y estructura de la vegetación, conectividad, riqueza de aves, mamíferos, anfibios y otros organismos (Trujillo-Acosta et al., 2016), se convierten en atributos biofísicos e indicadores claves en dicha evaluación en conjunto con actividades de sensibilización y educación ambiental (Gastezzi-Arias, Alvarado-García y Pérez-Gómez, 2016).

Índices Bioacústicos

En la actualidad, el análisis del paisaje sonoro mediante índices acústicos ha tomado auge como una técnica innovadora, que permite el análisis de paisajes naturales e intervenidos (Gómez, Isaza y Daza, 2018). Los índices más utilizados en la actualidad para analizar el paisaje sonoro son los siguientes:

El Índice de Complejidad Acústica (ACI, por sus siglas en inglés), mide la actividad acústica en el rango de vocalización de las aves. Este índice se basa en los supuestos de que los sonidos bióticos aumentan el valor del índice al existir una variabilidad intrínseca en sus intensidades. Sin embargo, el ruido antropogénico presenta valores de intensidad muy constantes en bandas de bajas frecuencias bajas que no son considerados por este índice (Pieretti, Farina y Morri, 2011).

Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI, por sus siglas en inglés), pretende estimar el nivel de perturbación humana sobre el paisaje sonoro mediante el cálculo de la relación entre el sonido proveniente de antropofonías respecto a las biofonías (Kasten, Gage, Fox y Joo, 2012). Según Devos (2016). Este índice varía entre +1 que indica

la presencia solamente de sonidos biofónicos y -1 indica la presencia de sólo sonidos antropónicos.

Índice de Bioacústica (BIO, por sus siglas en inglés), calcula valores que son una función tanto del nivel de sonido como del número de bandas de frecuencia con mayor intensidad en decibelios (dB) utilizadas por la avifauna (Boelman, Asner, Hart y Martin, 2007).

Índice de Diversidad Acústica (ADI, por sus siglas en inglés), se calcula dividiendo el espectrograma en 10 segmentos en el rango de las frecuencias tomando la proporción de las señales en cada segmento que se encuentren en un umbral superior a -50 dB. El índice es el resultado de aplicar el índice de Shannon aplicado a estas partes para obtener un valor de riqueza para la grabación completa (Villanueva-Rivera, Pijanowski Doucette y Pekin, 2011).

Índice de Paridad Acústica (AEI, por sus siglas en inglés) aumenta su valor cuando existe mayor desigualdad entre las bandas de frecuencia y se ve particularmente afectado por la presencia de insectos o el viento, los cuales pueden causar que hábitats acústicamente ricos presenten valores bajos del índice (Bradfer-Lawrence et al., 2019).

Investigaciones realizadas en Costa Rica por Retamoza-Izaguirre et al. (2018) consideran otras variables de importancia para el análisis de paisajes sonoros tal como la *Entropía Total* (TE, por sus siglas en inglés) que se estima como la entropía total de una onda en un período de tiempo, la *Mediana Envolvente de la Amplitud* (MAE, por sus siglas en inglés), que calcula la mediana de la envolvente de amplitud como un indicador del número de vocalizaciones de especies y el *Número de Picos* (NP, por sus siglas en inglés), el cual se construye contando el número de picos de frecuencia principales obtenidos en un espectro medio mediante una transformada de Fourier de corta duración (tamaño de ventana sin superposición = 512 muestras) escalado entre 0 y 1 (Gasc et al., 2013).

El análisis del paisaje sonoro mediante índices acústicos se considera una herramienta de bajo impacto y costo (Turner, Fischer y Tzanopoulos, 2018); y se presenta como una opción innovadora en la búsqueda de nuevos indicadores de la calidad de los ecosistemas, ya que favorece el estudio de comunidades de aves con base en indicadores y patrones acústicos del ecosistema tanto en hábitats naturales como alterados (Gómez et al., 2018).

Marco Metodológico

Área de estudio

El Gran Área Metropolitana (GAM) es una región del 3.4% del territorio de Costa Rica (MIVAH, 2008) y alberga poco más de la mitad de la población humana. Esta región posee gran cantidad de contrastes sociales y económicos que se encuentra inmersos en una matriz diversa de uso urbano (Martínez-Baldares, 2012; Rosales-Maroto, 2012).

La microcuenca del río Bermúdez (Figura 1) recorre ocho cantones de la provincia de Heredia y uno de la provincia de Alajuela. La parte alta de la microcuenca se caracteriza por una serie de cañones fluviales desde la naciente del río Turales, las partes medias y bajas se caracterizan por terrenos con procesos erosivos que por su pendiente presentan inestabilidad (Hernando-Echeverría y Orozco-Montoya, 2015). Además, la microcuenca del río Bermúdez se encuentra regulada dentro del Plan Regional Urbano del Gran Área Metropolitana de Costa Rica (MIVAH, 2008; Martínez-Baldares, 2012).

Sitios de estudio

Los sitios evaluados formaron parte del proyecto “Estrategia de manejo para las áreas de protección y áreas verdes en la microcuenca del río Bermúdez y sus afluentes Pirro-Quebrada Seca-Burío, como contribución de la Universidad Nacional a la gestión ambiental del ecosistema urbano presente en el río Grande de Tárcoles” (Romero-Vargas et al., 2018).

Según la división establecida por el Plan de Ordenamiento Territorial del Gran Área Metropolitana 2013-2030 (Decreto 38334, 2014), se establecieron cuatro transectos en la zona periurbana (zona fuera del anillo de contención urbano) y cuatro en la zona urbana (sitios dentro del anillo de contención) (Figura 1) separados por al menos un kilómetro (Cuadro 1).

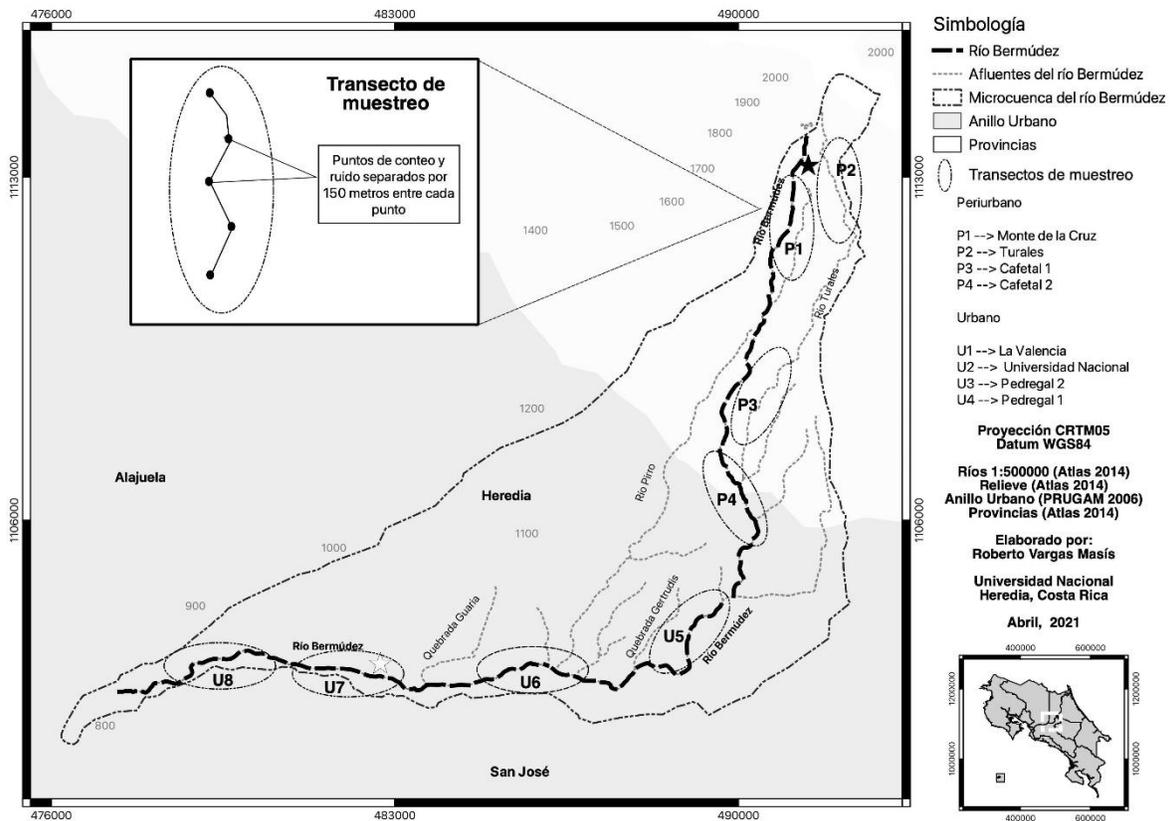


Figura 1. Descripción de la metodología de muestreo, transectos y puntos de conteos de aves en la microcuenca del río Bermúdez, Heredia Costa Rica.

Los sitios de muestreo fueron ubicados cercanos a la ribera del río Bermúdez y poseen un gradiente altitudinal que inicia en los 1853 m.s.n.m. y desciende hasta los 903 m.s.n.m. considerando un gradiente de 950 metros de desnivel negativo (Cuadro 1). Este gradiente se encuentra inmerso en una matriz variada de ecosistemas desde la parte alta con predominio de bosque hasta la parte baja con predominio urbano dentro del área núcleo del corredor biológico interurbano que se pretende establecer.

Cuadro 1. Referencia de los sitios de muestreo a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica.

Nombre	Código	Zona	Latitud	Longitud	Altitud
Monte de la Cruz	P1	Periurbana	10.06005	-84.07857	1731
Turales	P2	Periurbana	10.06888	-84.07428	1853
Cafetal 1	P3	Periurbana	10.01996	-84.08881	1317
Cafetal 2	P4	Periurbana	10.00676	-84.09041	1220
La Valencia	U1	Urbana	9.97543	-84.10309	1107
Universidad Nacional	U2	Urbana	9.97541	-84.13028	977
Pedregal 1	U3	Urbana	9.97569	-84.17472	903
Pedregal 2	U4	Urbana	9.97737	-84.18105	906

Para establecer la ubicación de los sitios de muestreo se consideró la legislación vigente en el artículo 33 de la Ley Forestal (Decreto 7575, 1997), la cual menciona que el área de protección de los ríos es de quince metros en zona rural y diez metros si el terreno es plano y de 50 metros en áreas con terreno quebrado.

Caracterización de los sitios de muestreo

Monte de la Cruz

El sitio forma parte de la zona periurbana (fuera del anillo de contención urbano) y se caracteriza por encontrarse a aproximadamente 500 metros de la naciente del río Bermúdez. Esta naciente surge en un área de potrero privado y se moviliza entre otros potreros hasta confinarse en el costado sureste del Paradero Turístico Monte de la Cruz donde inicia el transecto de muestreo y continúa de forma confinada por tuberías hasta más de dos kilómetros río abajo.

Esta área mantiene una mezcla de vegetación nativa típica de la zona media-alta con predominancia de vegetación arbustiva de entre 1 a 3 metros de altura, la cual se combina con la presencia de árboles de ciprés de hasta 15 metros de altura. La zona se caracteriza por ser un sitio de paso de caminantes de montaña y deportistas, así como observadores de naturaleza.

El sitio en la actualidad presenta un fuerte impacto por la eliminación de árboles de ciprés (Figura 2) que, a pesar de no ser nativos, llevan en la zona más de 50 años siendo utilizados inicialmente como cortavientos, pero de los cuales la fauna local es posible se encuentre acostumbrada a dicho hábitat. Además, la tala de estos genera un impacto a nivel de la vegetación nativa presente en estratos menores que utilizan muchas otras especies.



Figura 2. Registro fotográfico de tala de ciprés en el sitio del Monte de la Cruz.

Turales

Turales es un sitio ubicado en el costado oeste del Paradero Turístico Monte de la Cruz paralelo al río Turales desde su nacimiento, formando esta una parte importante de aporte hídrico a la microcuenca del río Bermúdez, además de encontrarse a la mayor altitud de todos los sitios de estudio. Este sitio se ubica entre 2 fincas privadas que mantienen un área de protección del río junto a una combinación entre pastizales y áreas en regeneración natural.

En el inicio de la colecta de datos, el sitio no se encontraba en uso, sin embargo, posterior a la toma de datos, se comenzó a dividir en parcelas para la venta, posiblemente

para la ampliación del Residencial el Castillo. En este sitio se observó una mayor cantidad de vegetación nativa en el sotobosque, sin embargo, presentaba una cantidad importante de árboles de ciprés que previo al inicio del trabajo fueron eliminados.

El sitio presenta una altura de vegetación nativa de entre 1 a 3 metros y hasta 15 metros de altura en el estrato dominado por árboles de ciprés (Figura 3). Allí fue posible observar en varias ocasiones huellas de dantas, grupos de mapaches y pizotes como fauna asociada característica y previamente reportada en la zona.



Figura 3. Referencia fotográfica de la vegetación circundante al río Turales.

Cafetal 1

El Cafetal 1 se encuentra ubicado en el sector noroeste cercano al centro urbano de San Rafael. El mismo posee una cobertura predominante de café con árboles dispersos en los que recorre el río Bermúdez (Figura 4) con un área de protección del río considerable. Al principio del proyecto, el cafetal se encontraba en el inicio de la maduración del fruto por lo que fue posible trabajar sin presencia humana en el mismo.



Figura 4. Referencia fotográfica del Cafetal 1, al fondo la vegetación del río Bermúdez.

Cafetal 2

El Cafetal 2 (Figura 5) se encuentra en el límite del área periurbana hacia el área urbana en el sector suroeste de San Rafael camino a San Pablo de Heredia. Este sitio se caracteriza por poseer un predominio de cobertura de café, con plantas más altas y mayor cantidad de árboles dispersos que el sitio Cafetal 1. Además, se ubicaron mayoritariamente árboles frutales (guabas y guayabas), porós y cercas vivas con predominio de flor de itabos.

Este sitio posee un área de recreo (parque comunitario) en la mitad del transecto sin embargo en muy pocas ocasiones se encontró actividad humana considerando las horas de muestreo. El punto más al sur de este transecto se encontraba justo en la división entre la zona periurbana y urbana por lo que sirve de referencia importante en la transición de los datos de la zona periurbana.



Figura 5. Referencia fotográfica del Cafetal 2 en el límite de la zona periurbana.

La Valencia

El sitio de la Valencia es el primero de los denominados sitios de la zona urbana, se encuentra ubicado cerca al puente de La Valencia en la entrada a Heredia. Se caracteriza como un sitio con múltiples contrastes ya que posee área urbana, cafetal, zona de siembra (principalmente de tomate) así como la cercanía con la línea del tren (Figura 6).

Al iniciar los muestreos el sitio permanecía dividido en parcelas (posiblemente para construcción urbana, sin embargo, para los últimos 2 muestreos se realizó un cambio de uso a un cultivo de tomate.



Figura 6. Referencia fotográfica del sitio La Valencia dentro de la zona urbana.

UNA

El sitio denominado UNA se encuentra en el área interna del Campus Presbítero Benjamín Núñez. Lagunilla, Barreal de Heredia cercano a las instalaciones de Medicina Veterinaria y es el más alejado de la carretera principal e intervención humana.

Este sitio posee variadas coberturas (Figura 7) en un radio de aproximadamente 200 metros lineales del río con zonas de pastos, siembras, cafetales y potreros con amplia vegetación nativa alrededor del río. Tiene la particularidad de ser el punto de unión con la microcuenca del río Pirro.



Figura 7. Referencia fotográfica del sitio UNA ubicada en Lagunilla de Heredia.

Pedregal 1

El sitio de Pedregal 1 se ubica en el sector más al oeste del Centro de eventos Pedregal. Es un sitio caracterizado por mantener una vegetación relativamente escasa alrededor del río (principalmente bambú y zacatón gigante) y el cauce del río posee una profundidad que ronda entre 2-4 metros de altura en algunos sectores en los que es más evidente la contaminación del agua del río.

Posee áreas abiertas que recorren varias infraestructuras del centro de eventos que se combinan con árboles dispersos de poró e higuerones. El sitio presenta poca o casi nula vegetación arbustiva inferior a los 2 metros por lo que se identificaron 2 estratos definidos a nivel del suelo y en alturas variables de los árboles de entre 3-5 metros de altura.



Figura 8. Referencia fotográfica del sitio Pedregal 1 (Foto: Google Earth).

Pedregal 2

El sitio Pedregal 2 fue ubicado hacia el sector más al este del Centro de Eventos Pedregal iniciando posterior a la línea del tren. Este sitio se caracterizó principalmente por presentar un pastizal utilizado en ocasiones como potrero con árboles dispersos principalmente de poró y otras especies arbóreas como borde de bosque ripario el cual no fue superior a 15 metros de ancho.

El sitio presentó como característica principal el estar descubierto de vegetación durante los monitoreos, aspecto que favoreció la presencia de vientos bastante fuertes.



Figura 9. Referencia fotográfica del sitio Pedregal 2 (Foto: Jean Karl Mc Queen Blanco).

Metodología

En cada transecto se establecieron cinco puntos de muestreo separados por al menos 150 metros cada uno (Figura 1). Se utilizó la metodología de doble observador (Nichols et al., 2000) para identificar las aves tanto de forma visual como auditiva por un periodo de 10 minutos en un radio de 50 metros (Bibby et al., 1992; Ralph et al., 1997 y Sutherland, 2006). Se realizaron seis visitas de campo por transecto entre junio de 2018 y febrero de 2019 en cada sitio de muestreo previo y posterior al período migratorio (octubre-junio) (Stiles y Skutch, 2007).

En cada punto muestreo se establecieron puntos de grabación que complementan los muestreos de aves mediante la metodología de puntos fijos de conteo de forma paralela. En cada punto se realizaron dos grabaciones de paisaje sonoro de diez minutos de duración cada una utilizando dos grabadoras Zoom H5 con la cápsula XYH-5 integrada. Esta posee dos micrófonos omnidireccionales dispuestos de forma cruzada con un ángulo de 45 grados que, de manera conjunta, simula una grabación estéreo con un falso binaural que permite grabar la mayoría de sonidos en intento de rango de 360 grados (Young-Hong et al., 2017).

Las grabadoras fueron colocadas en un arreglo par, dirigidas siempre en dirección norte y sur, realizando grabaciones ajustadas en formato de grabación digital “.wav”, con frecuencia de muestreo de 44.1 kHz y resolución de 16 bits. Además, se unificó a un nivel 6 el volumen de grabación para que no se sobresaturara la grabación considerando el ambiente acústico de la ciudad y que pudiese captar el mayor rango posible de sonidos en el ambiente (Blaze, 2009; Retamoza-Izaguirre et al., 2018), así como especies que no fueran registrados durante el conteo visual y acústico (Farina et al., 2014).

La variable de ruido se registró a 1.5 metros del suelo utilizando un sonómetro Extech 407730 considerando la metodología de Bermúdez-Cuamatzin et al. (2009) y siguiendo las recomendaciones del procedimiento para la medición de ruido oficial para Costa Rica (Decreto 32692-S, 2005), detalladas a continuación:

- El sonómetro se colocó a una altura aproximada de 1.5 metros del nivel del suelo y el ángulo formado entre el sonómetro y un plano inclinado paralelo al suelo fue entre 30 y 60 grados.
- Se colocó el sonómetro a una distancia libre mínima aproximada de 0.50 metros del cuerpo del investigador.
- Cada medición de ruido se realizó durante un minuto.
- Se realizaron diez mediciones aleatorias, dos en cada punto cardinal y dos hacia arriba durante el período de muestreo establecido.

Para evitar que el ruido generado por el río enmascarara los sonidos biofónicos, se colocó la grabadora entre 30 a 50 metros del cauce del río según lo permitieran la topografía y condiciones específicas del sitio, considerando que estudios sobre ruido ambiental han determinado que emisores externos como turbinas de viento generan un incremento de hasta 25 dB en el ruido ambiental, cuando son medidos a 100 metros de una turbina (Robert et al., 2019; Whalen et al., 2019). No existe una referencia específica al ruido generado por los ríos, pero ya que no se presentaron lluvias intensas, previo y durante el período de muestreo, la interferencia del caudal del río en las grabaciones fue considerada mínima.

Las grabaciones del paisaje sonoro fueron utilizadas para determinar las variables acústicas asociadas a cada uno de los muestreos de aves. Se determinaron los principales índices acústicos de paisaje para establecer el grado de relación entre la riqueza y abundancia de la avifauna con dichas variables en los sitios muestreados.

Los índices acústicos utilizados fueron el índice de complejidad acústica (Pieretti et al., 2011), el índice de diferencia normalizada del paisaje sonoro (Kasten et al., 2012), el índice de bioacústica (Boelman et al., 2007), el índice de diversidad acústica (Villanueva-Rivera et al., 2011) y el índice de Paridad acústica (Villanueva-Rivera et al., 2011), así como la entropía total, la mediana envolvente de la amplitud y el número de picos (Retamoza-Izaguirre et al., 2018).

Para apoyar los muestreos de avifauna se examinaron las grabaciones de paisaje sonoro realizadas con el arreglo de grabadoras descrito anteriormente, utilizando el programa Raven Pro 1.5 (The Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA) como complemento de las especies observadas en el sitio.

Con base en los resultados obtenidos a lo largo de la microcuenca, se brindaron recomendaciones para el establecimiento del CBI en la microcuenca del río Bermúdez que puedan ser consideradas para el mantenimiento a corto, mediano y largo plazo de los ambientes acústicos que beneficien la presencia de aves a lo largo del corredor mediante una matriz de recomendaciones.

Esta matriz se adaptó a la propuesta por Canet et al. (2008) y Canet-Desanti, Finegan y Herrera (2011) que resume mediante criterios e indicadores el monitoreo de corredores biológicos basado, en este caso particular, en factores como la riqueza y abundancia de aves, así como en las características acústicas del CBI Río Bermúdez.

Análisis

Se evaluaron las distribuciones de los índices biológicos y acústicos utilizando gráficos de cajas (Wickham, 2016) para comparar los promedios por sitio y zona de muestreo y en el caso de la riqueza se analizó la variación por punto de muestreo.

Se probaron los supuestos de normalidad, independencia y homogeneidad de varianzas para cada uno de los índices biológicos y acústicos. Estos supuestos determinaron que los datos no poseen una distribución normal por lo cual, se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas para evaluar las relaciones entre los índices.

En el caso de los índices biológicos (Turner et al., 2018) se consideraron la riqueza específica, la distribución de la abundancia, los valores del índice de diversidad Shannon

(H'), del índice de dominancia de Simpson (D') y del índice de similitud de Jaccard (J'), por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez. Con lo anterior se elaboró una matriz de ausencia-presencia para cada uno de los sitios que muestra diferencias en la riqueza de aves empleando el paquete BiodiversityR (Kindt y Kindt, 2016) y el paquete Vegan (Oksanen et al., 2019). Se graficaron las curvas de acumulación de especies tanto por sitio, zona y punto de muestreo.

Los índices acústicos fueron analizados utilizando el paquete Soundecology (Pijanowski et al., 2011; Villanueva-Rivera et al., 2011), para lo cual se promediaron los valores de los índices los cuales fueron extraídos por cada minuto en un período total de 10 minutos de grabación.

Se realizaron correlaciones de Spearman entre los índices biológicos con los índices acústicos para determinar el grado de relación entre estas variables. Todos los análisis estadísticos fueron ejecutados utilizando el programa R (R Core Team, 2019).

Resultados

Caracterización de la avifauna

La avifauna de la microcuenca del río Bermúdez fue representada por 171 especies pertenecientes a 41 familias (Anexo 1) en la que destacan principalmente Tyrannidae (22 especies), Parulidae (15 especies), Trochilidae (11 especies) y Thraupidae (9 especies), para lo cual fue necesario un esfuerzo de 1920 minutos de muestreos visuales y auditivos, considerando todos los puntos analizados (240 minutos por sitio).

Las especies encontradas en la microcuenca son principalmente especies residentes (102 especies), en las que destacan como las más abundantes *Psittacara finschi*, *Quiscalus mexicanus* y *Pygochelidon cyanoleuca*. Además, se encontraron 18 especies endémicas tanto de tierras medias como altas de Costa Rica y Panamá (*Odontophorus leucolaemus*, *Lampornis calolaemus*, *Selasphorus scintilla*, *Semnornis frantzii*, *Melanerpes hoffmannii*, *Psittacara finschi*, *Scytalopus argentifrons*, *Thripadectes rufobrunneus*, *Margarornis rubiginosus*, *Troglodytes ochraceus*, *Phainoptila melanoxantha*, *Ptiliogonys caudatus*,

Chlorophonia callophrys, *Pselliophorus tibialis*, *Pezopetes capitalis*, *Melozone cabanisi*, *Oreothlypis gutturalis* y *Tangara dowii*).

Un total de 33 especies migratorias fueron ubicadas en los sitios de muestreo de las cuales presentaron mayor abundancia *Hirundo rustica* y *Oreothlypis peregrina* junto a una especie migratoria con estatus residente incierto como *Contopus sordidulus*. Se encontraron un total de 13 especies con poblaciones tanto residentes como migratorias, entre ellas *Zenaida asiatica*, *Cathartes aura* y *Buteo jamaicensis*, junto a una especie residente y con estatus migratoria incierta (*Camptostoma imberbe*) y 3 especies residentes reproductivas y migratoria (*Myiodynastes luteiventris*, *Legatus leucophaeus* y *Vireo flavoviridis*).

Índices de diversidad

Respecto a la abundancia de las especies a lo largo de la microcuenca se observaron cantidades significativas de algunas (Figura 10) donde destacan *Psittacara finschi* (868 individuos), *Hirundo rustica* (457), *Quiscalus mexicanus* (439), *Pygochelidon cyanoleuca* (331), *Cantorchilus modestus* (260) y *Psilorhinus morio* (246).

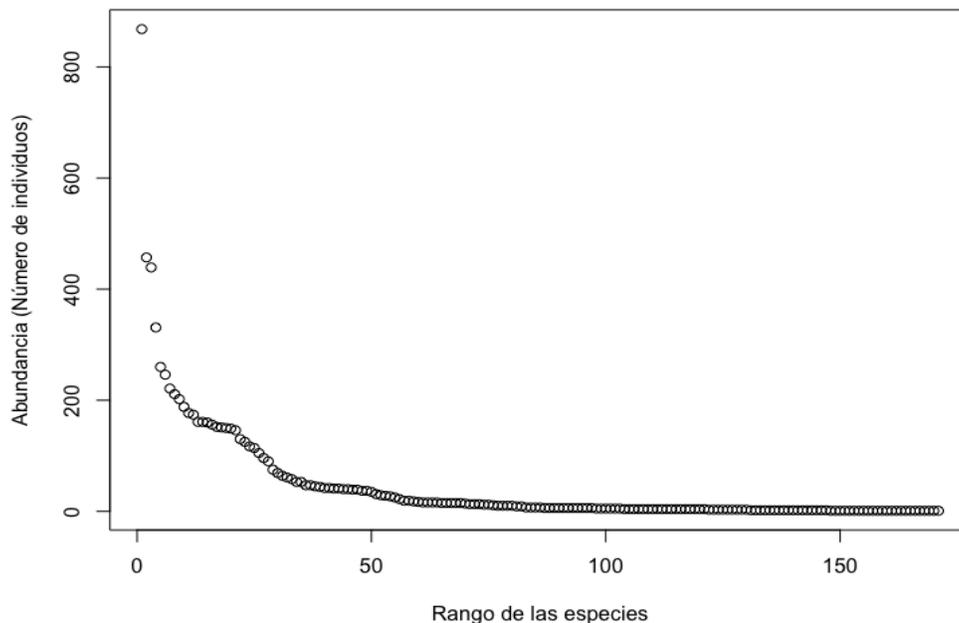


Figura 10. Abundancia de especies según el rango estimado en la microcuenca de río Bermúdez.

Como se observa en la Figura 11, al descender en la microcuenca desde la zona periurbana hacia la zona urbana, la abundancia de individuos de algunas especies aumenta (Figura 11). El sitio de la UNA presentó la mayor riqueza (73 especies) y abundancia de individuos principalmente influenciado por las cantidades de *Psittacara finschi* (258 individuos) e *Hirundo rustica* (137 individuos) seguido de sitio Turales (69 especies), Monte de la Cruz (67 especies), Pedregal 1 (66 especies), Pedregal 2 y Cafetal 2 (64 especies). La menor cantidad de especies fue registrada en el sitio de La Valencia (63).

Además, varias especies clave para la conservación de los sitios de muestreo fueron observadas sólo en un sitio en particular, por ejemplo, *Accipiter bicolor* (Monte de la Cruz), *Aulacorhynchus prasinus* (Turales), *Herpetotheres cachinnans* (Cafetal 1), *Pandion haliaetus* (Cafetal 2), *Charadrius vociferus* (La Valencia), *Elaenia chiriquensis* (UNA), *Butorides virescens* (Pedregal 1) y *Amazilia rutila* (Pedregal 2).

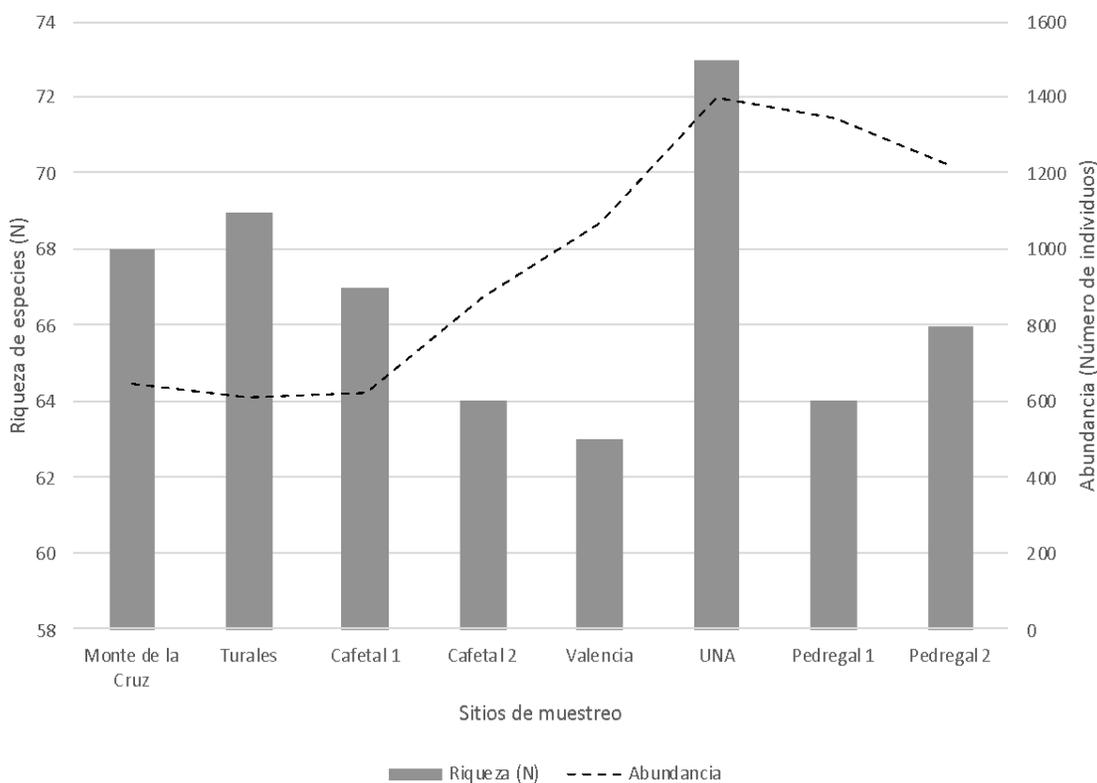


Figura 11. Relación entre la riqueza de especies y la abundancia de individuos por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.

Al analizar la cantidad de especies a lo largo la microcuenca del río Bermúdez se encontraron diferencias significativas por sitio ($H= 58$, $df = 7$, $p\text{-value} = 4e-10$). Se promedia una cantidad de entre 10 a 11 especies de aves por sitio, siendo una mayor cantidad en los urbanos comparados con los periurbanos (Figura 12).

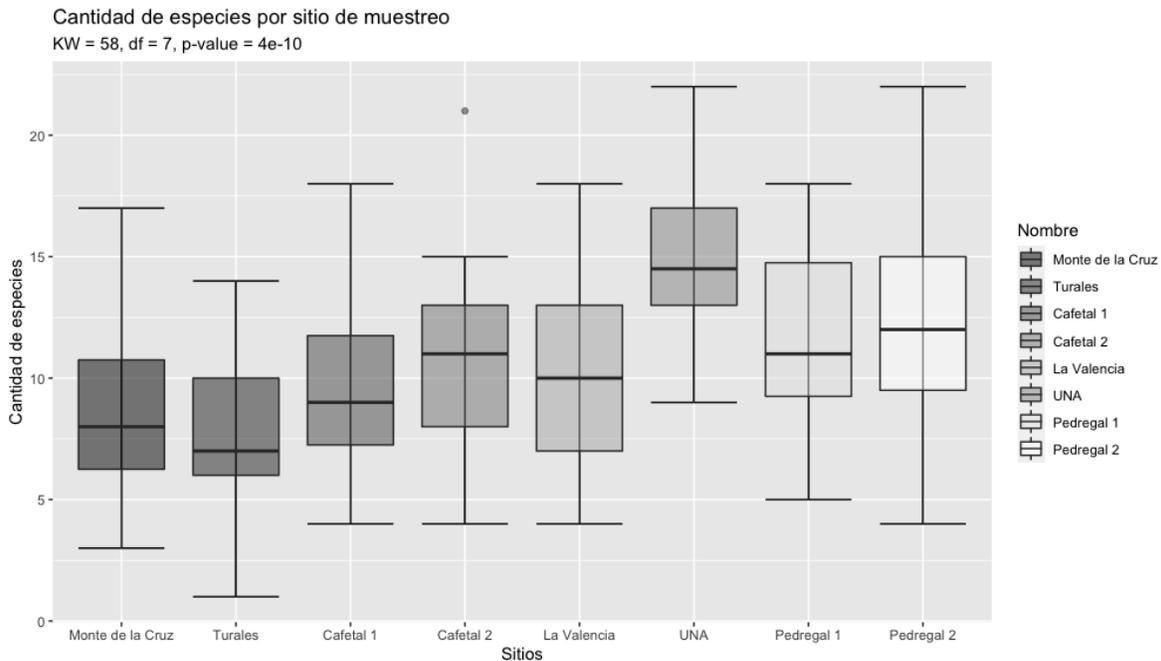


Figura 12. Relación entre el promedio de la riqueza de especies por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

El Índice de Shannon (H') mostró un mayor valor de diversidad en el sitio de Cafetal 1 (Cuadro 2) basado en el número de especies presentes y su abundancia relativa, seguido de los sitios del Monte de la Cruz, Valencia, UNA, Pedregal 2, Turales, Pedregal 1 y por último Cafetal 2 (Figura 13). El índice de dominancia de Simpson muestra que en todos los sitios de muestreo se encuentra una alta dominancia de especies y el sitio de Cafetal 1 presentó el mayor valor respecto a este índice.

El índice de Similitud de Jaccard indicó que existe un alto número de especies compartidas entre los sitios considerando que todos valores son superiores a 0.75. Las especies observadas en todos los sitios de muestreo fueron *Amazilia tzacatl*, *Melanerpes hoffmannii*, *Oreothlypis peregrina*, *Patagioenas flavirostris*, *Pitangus sulphuratus*, *Thraupis episcopus*, *Troglodytes aedon* y *Turdus grayii*.

Cuadro 2. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Sitio	Riqueza (N)	Índice de Shannon (H')	Índice de Simpson (D')	Índice de Jaccard (J')
Monte de la Cruz	68	3.48537	0.95002	0.82601
Turales	69	3.31228	0.92937	0.78229
Cafetal 1	67	3.61171	0.95893	0.85897
Cafetal 2	64	3.23367	0.91710	0.77753
Valencia	63	3.45086	0.95607	0.83291
UNA	73	3.45972	0.94017	0.80637
Pedregal 1	64	3.24070	0.93250	0.77922
Pedregal 2	66	3.34260	0.93878	0.79782

No se encontró un patrón específico en la relación entre la riqueza de especies con el índice de diversidad de Shannon por sitio de muestreo considerando tanto el gradiente altitudinal, así como el tipo de zona de estudio (periurbana o urbana). A pesar de ello, se encontró una disminución en la riqueza, en los sitios de la zona urbana respecto a aquellos en la zona periurbana como se muestra en la Figura 13.

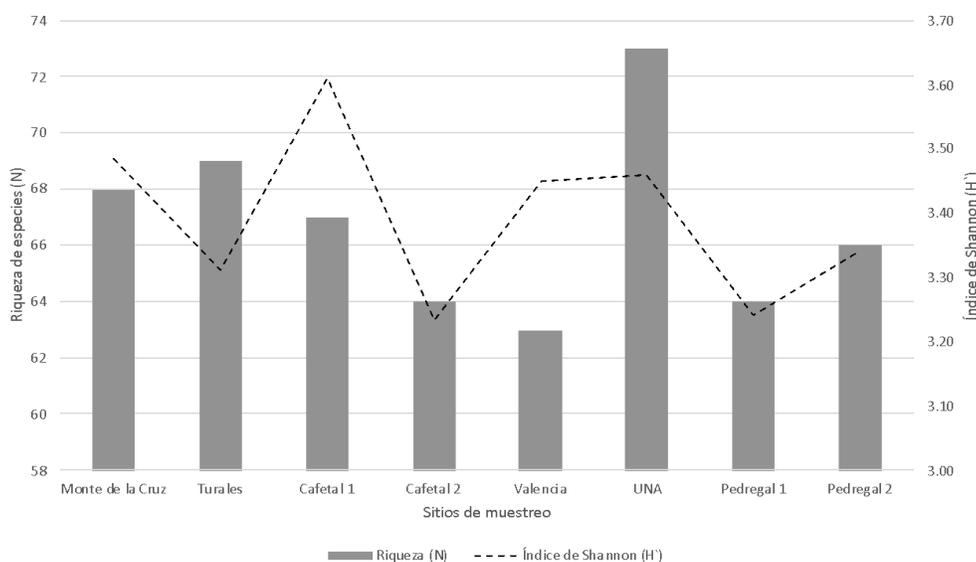


Figura 13. Relación entre la riqueza y el índice de diversidad de Shannon (H') de especies por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.

Respecto a la curva de acumulación de especies (Figura 14) se observa que la zona urbana casi se alcanzó a llegar a la asíntota. Sin embargo, respecto a la zona periurbana a pesar de haber tenido la mayor cantidad de especies acumuladas es necesaria una mayor cantidad de muestreos para alcanzar una mejor representatividad de la avifauna en esta zona.

Al analizar los datos por zona, los mayores valores de riqueza fueron encontrados en la zona Periurbana. Lo anterior se confirma al analizar los valores encontrados para el índice de Shannon y el índice de Simpson tal como se observa en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por zona de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Zona	Riqueza (N)	Índice de Shannon (H')	Índice de Simpson (D')	Índice de Jaccard (J')
Periurbana	136	4.200687	0.9778415	0.8550747
Urbana	107	4.015173	0.9751232	0.8592597

Se encontró una cantidad alta de especies compartidas, así como una alta dominancia de especies, entre las que destacan: *Amazilia tzacatl*, *Aramides cajaneus*, *Cantorchilus modestus*, *Chloroceryle americana*, *Ortalis cinereiceps* y *Parkesia noveboracensis*.

Es importante destacar la gran cantidad de especies en el sitio UNA, presentado en la Figura 14 al mostrar un acercamiento mayor a la asíntota respecto a los otros sitios. Como lo muestra la figura, la cantidad de muestreos permitió obtener una representatividad importante respecto al total de las especies en la zona urbana.

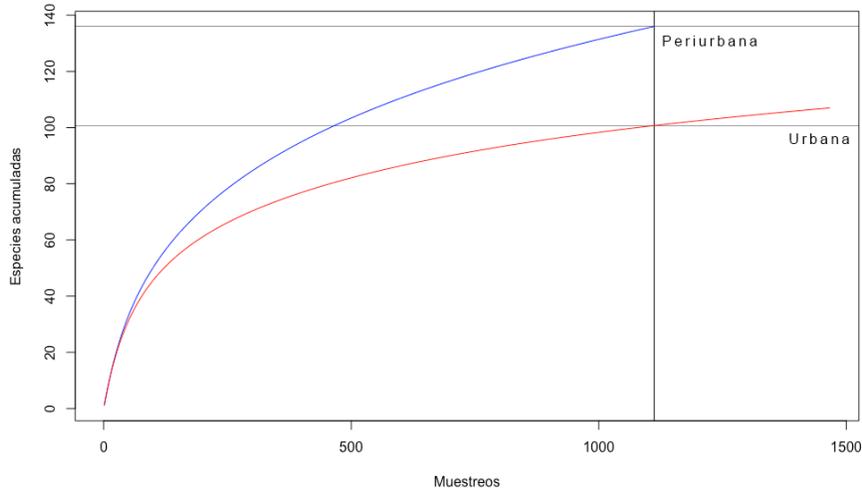


Figura 14. Curva de acumulación de especies por zona de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez. La línea en azul representa la zona periurbana y en rojo la zona urbana.

Esta mayor riqueza de aves en la zona periurbana (136 especies) respecto a la zona urbana (107 especies) no presentó diferencias significativas ($T = -6$, $df = 229$, $p\text{-value} = 1e-08$) respecto a los muestreos realizados (Cuadro 3).

Contrario a lo anterior, en los sitios de la zona periurbana es necesaria una mayor cantidad de muestreos para alcanzar la acumulación de especies representativa en estos sitios. El sitio con la riqueza mejor representada fue el sitio Cafetal 2, ubicado en la transición a la zona urbana (Figura 15).

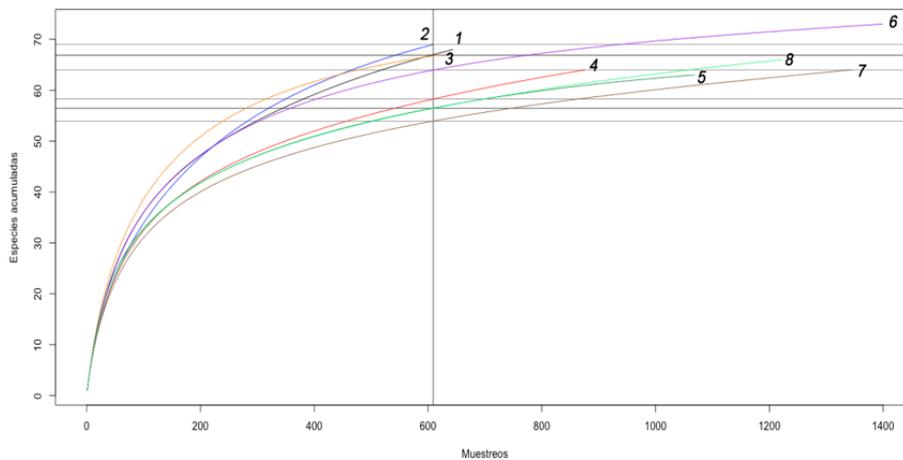


Figura 15. Curva de acumulación de especies por sitio en la microcuenca del río Bermúdez. La línea en negro representa el sitio Monte de la Cruz (1), en azul Turales (2), en Naranja Cafetal 1 (3), en rojo Cafetal 2 (4), en verde oscuro Valencia (5), en morado UNA (6), en café Pedregal 1 (7) y en verde claro Pedregal 2 (8).

Se analizaron las variaciones en la riqueza de especies por punto de muestreo (40 puntos en total), los cuales presentaron una media de 33.05 y una desviación estándar de 6.51 especies por punto de muestreo y destacan los puntos de los sitios de la UNA, Pedregal 1 y Pedregal 2 que presentaron cantidades superiores a 40 especies por punto (Cuadro 4).

Respecto al índice de diversidad de Shannon se encontraron valores superiores a 3.4 en algunos puntos de los sitios Cafetal 2, La Valencia, UNA (todos presentaron valores mayores), Pedregal 1 y Pedregal 2, lo cual siguen un patrón similar al analizar los valores encontrados en el índice de dominancia Simpson (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores de riqueza, índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D') y el índice de Jaccard (J') por punto de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Sitio	Punto	Riqueza (N)	Índice de Shannon (H')	Índice de Simpson (D')	Índice de Jaccard (J')
Monte de la Cruz	1-1	35	3.33426	0.95706	0.93781
	1-2	24	3.05261	0.94671	0.96053
	1-3	30	3.21720	0.95123	0.94590
	1-4	25	3.05396	0.94429	0.94877
	1-5	31	3.28702	0.95627	0.95720
Turales	2-1	34	3.34402	0.95722	0.94829
	2-2	26	3.11054	0.94754	0.95471
	2-3	23	3.00083	0.94204	0.95705
	2-4	26	3.04521	0.94211	0.93466
	2-5	28	3.17243	0.95117	0.95205
Cafetal 1	3-1	35	3.37379	0.95838	0.94894
	3-2	33	3.29163	0.95500	0.94141
	3-3	34	3.30295	0.95363	0.93665
	3-4	32	3.31292	0.95764	0.95591
	3-5	27	3.12718	0.94915	0.94883
Cafetal 2	4-1	29	3.20375	0.95372	0.95143
	4-2	38	3.48336	0.96489	0.95760
	4-3	29	3.18633	0.94970	0.94626

	4-4	38	3.46619	0.96235	0.95288
	4-5	30	3.20910	0.95137	0.94352
La Valencia	5-1	37	3.43999	0.96285	0.95266
	5-2	27	3.14179	0.95089	0.95326
	5-3	30	3.24271	0.95473	0.95340
	5-4	31	3.25150	0.95339	0.94686
	5-5	29	3.14179	0.94707	0.93303
UNA	6-1	41	3.56365	0.96755	0.95963
	6-2	38	3.46996	0.96444	0.95392
	6-3	47	3.68242	0.97099	0.95644
	6-4	52	3.79986	0.97461	0.96169
	6-5	37	3.41464	0.96041	0.94564
Pedregal 1	7-1	29	3.15366	0.94867	0.93656
	7-2	30	3.18628	0.94944	0.93681
	7-3	43	3.56605	0.96647	0.94811
	7-4	36	3.41234	0.96205	0.95223
	7-5	25	3.00681	0.94167	0.93412
Pedregal 2	8-1	46	3.66121	0.97035	0.95627
	8-2	37	3.43151	0.96252	0.95031
	8-3	35	3.42521	0.96371	0.96340
	8-4	31	3.28588	0.95722	0.95687
	8-5	34	3.37800	0.96143	0.95793

La curva de acumulación de especies por punto muestra que en ninguno de los sitios se alcanzó una cantidad de especies representativas para cada uno de ellos al no estar cercanos a la asíntota de la curva (Figura 16). Sin embargo, la Figura 18 muestra mediante un mapa la interpolación de los valores de riqueza por punto. Es posible identificar concentraciones importantes en los sitios con mayor riqueza que tuvieron cantidades de especies superiores a 40 especies por punto, lo cual muestra una mayor concentración en los primeros sitios del área urbana (sitios Valencia y UNA).

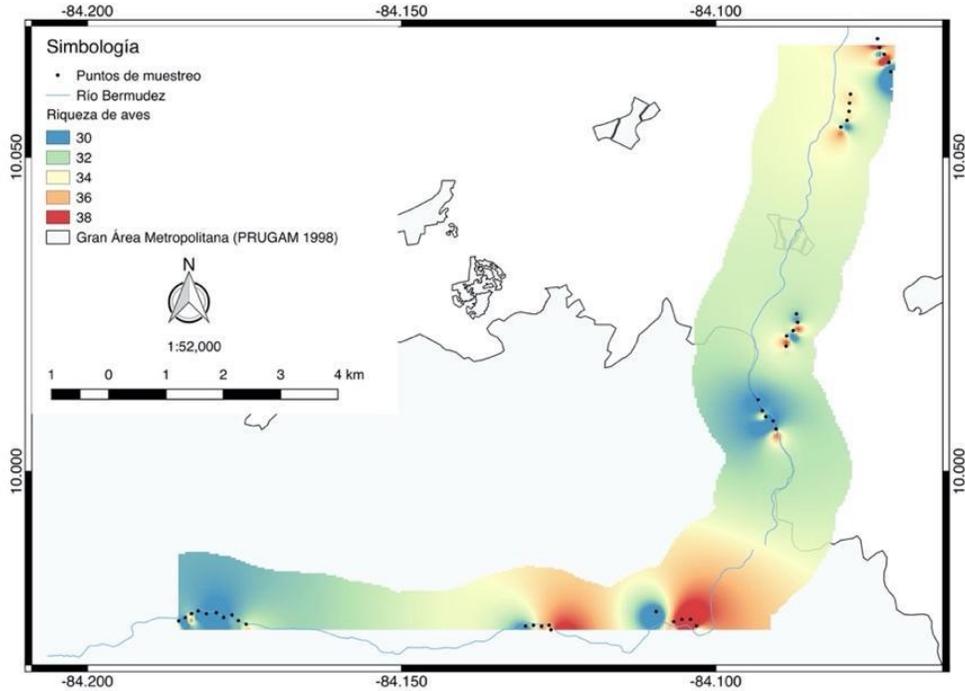


Figura 16. Mapa de interpolación de la riqueza de aves por punto de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Se encontraron diferencias significativas en la cantidad de especies por punto en los muestreos realizados ($KW = 94$, $df = 39$, $p\text{-value} = 2e-06$). En la Figura 17 se observa que hubo variaciones tanto entre puntos como entre puntos por sitio, donde destacan las cantidades de especies del Cafetal 2, La Valencia, UNA, Pedregal 1 y Pedregal 2.

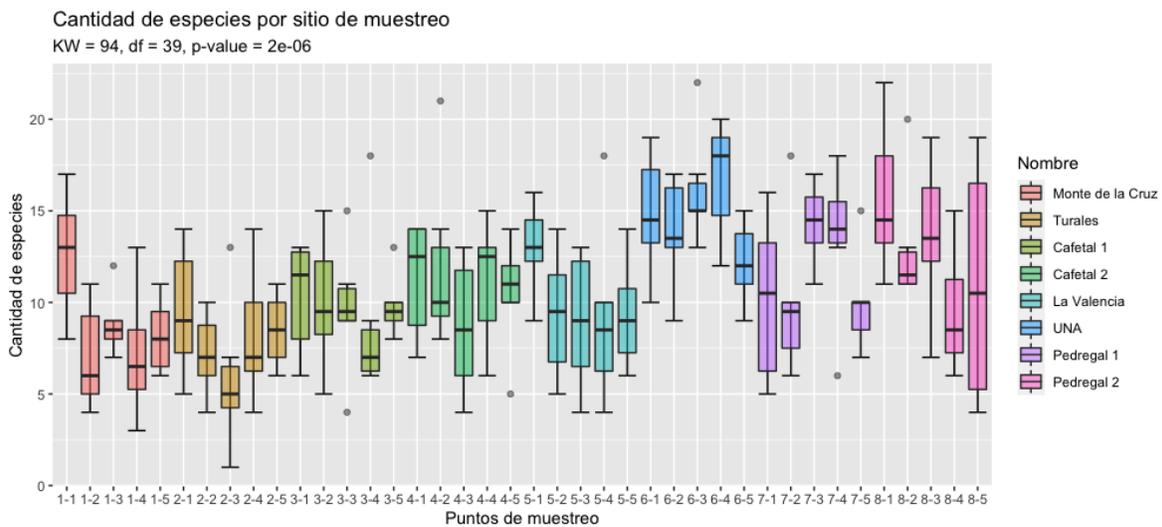


Figura 17. Diferencia de la riqueza de especies por punto de muestreo agrupados por sitio en la microcuenca del río Bermúdez.

Caracterización del paisaje sonoro

El paisaje sonoro de la microcuenca del río Bermúdez se caracteriza por presentar eventos acústicos variados que van acorde con la variación desde una zona periurbana con un gradiente hacia la zona urbana.

En la zona periurbana predominan sonidos de aves, mamíferos como ardillas, seguido de sonidos de origen antropogénico como automóviles, sierras, cortadoras de zacate y ruido de construcciones, así como sonidos de origen geofónico donde predomina el viento principalmente en los sitios de Monte de la Cruz y Turales. La corriente de agua posiblemente no tuvo mayor influencia en las grabaciones en algunos puntos del sitio Turales y Cafetal 2 ya que en los otros sitios el cauce se encontraba muy bajo, subterráneo o confinado entre tuberías.

En la zona urbana se encontró una dominancia de sonidos antropofónicos principalmente provenientes de automóviles, tren e industria, con alta incidencia del viento en algunos puntos de sitio La Valencia como sonido de origen geofónico y dado a que los sitios eran ubicados en la parte delta de los bordes del río (con áreas de hasta 5 metros de profundidad en el cauce) no se mostró mayor efecto por la corriente de agua. En el caso de los sonidos biofónicos se encontraron sonidos de aves con pocos registros de ardillas durante las grabaciones.

Para evaluar los índices acústicos de paisaje sonoro como indicadores relacionados con la riqueza de la avifauna las grabaciones se realizaron de manera simultánea con los conteos visuales y acústicos in situ por la mañana siendo considerado como el período con la máxima actividad de las aves. Es importante destacar que los resultados representan una pequeña muestra del paisaje sonoro total de estos sitios y se encuentran relacionados al período de actividad de las aves como se indicó anteriormente.

Todos los índices acústicos mostraron una variación entre los sitios de muestreo, que podría responder, al menos en parte, a la presencia de algunos valores fuera del promedio encontrados en la mayoría de los índices. Los índices que presentaron la mayor variación respecto a la desviación estándar de los datos fueron el ACI y NP. Los índices que presentaron una menor variación fueron el MAE y TE (Cuadro 5). Dado a que todos poseen

un coeficiente de variación menor o igual al 80% la media aritmética es representativa del conjunto de datos para cada uno de los índices estudiados.

Cuadro 5. Media y desviación estándar de los índices acústicos analizados en la microcuenca del río Bermúdez.

Índice	Media	Desviación estándar	Coeficiente de variación
ACI	781.311	38.899	0.049 %
NDSI	0.081	0.304	3.753 %
BIO	3.759	1.52	0.404 %
ADI	0.713	0.797	1.118 %
AEI	0.747	0.23	0.308 %
TE	0.558	0.208	0.373 %
MAE	0.015	0.055	3,667 %
NP	29.461	10.089	0.342 %
Ruido	53.451	11.868	0.222 %

Índice de Complejidad Acústica

El índice ACI (Figura 18) mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($H = 672$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$). Sin embargo, como se detalla en la Cuadro 6 no se presentaron diferencias significativas entre los sitios Monte de la Cruz y Pedregal 1 con los sitios de Cafetal 1 y Cafetal 2, entre Turales con Pedregal 2 y entre la UNA con Turales. Es importante destacar la gran variabilidad encontrada en el sitio de La Valencia y Pedregal 2 respecto a los otros sitios analizados.

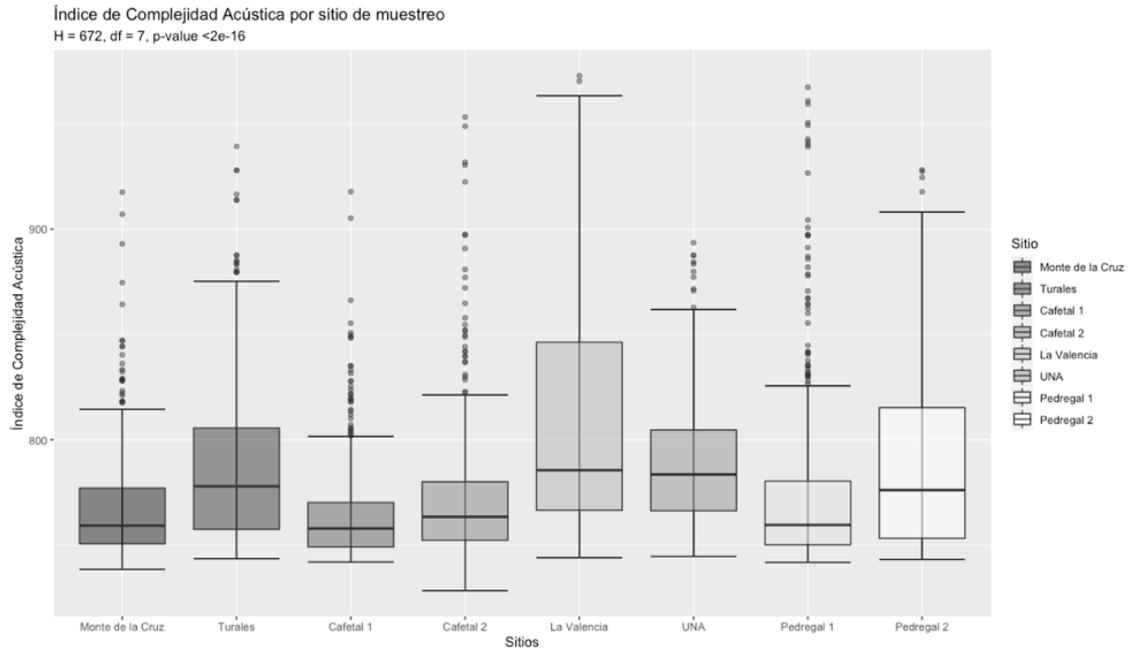


Figura 18. Índice de Complejidad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 6. Diferencias en el Índice de Complejidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	2e-06	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	0.389	0.100	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	0.442	0.314	<2e-16	1	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	3e-09	5e-10	<2e-16	3e-14	-	-
Turales	<2e-16	6e-15	6e-09	<2e-16	<2e-16	1	-
UNA	<2e-16	<2e-16	0.004	<2e-16	5e-08	0.043	0.110

Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro

Respecto al índice NDSI (Figura 19) también se encontraron diferencias significativas por sitio de muestreo ($H = 268$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$) y destaca la alta variabilidad en el índice a lo largo de los sitios. Los sitios del Monte de la Cruz y Turales mantuvieron junto al sitio de la UNA los mayores valores promedio respecto a los demás sitios.

El Cuadro 7 muestra las diferencias en el Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro entre sitios y no se encontraron diferencias significativas entre los sitios Cafetal 2 con Cafetal 1, Pedregal 1 y Pedregal 2 con La Valencia, Turales con Cafetal 2, Turales con Monte de la Cruz, y entre la UNA con Cafetal 1, Cafetal 2 y Turales.

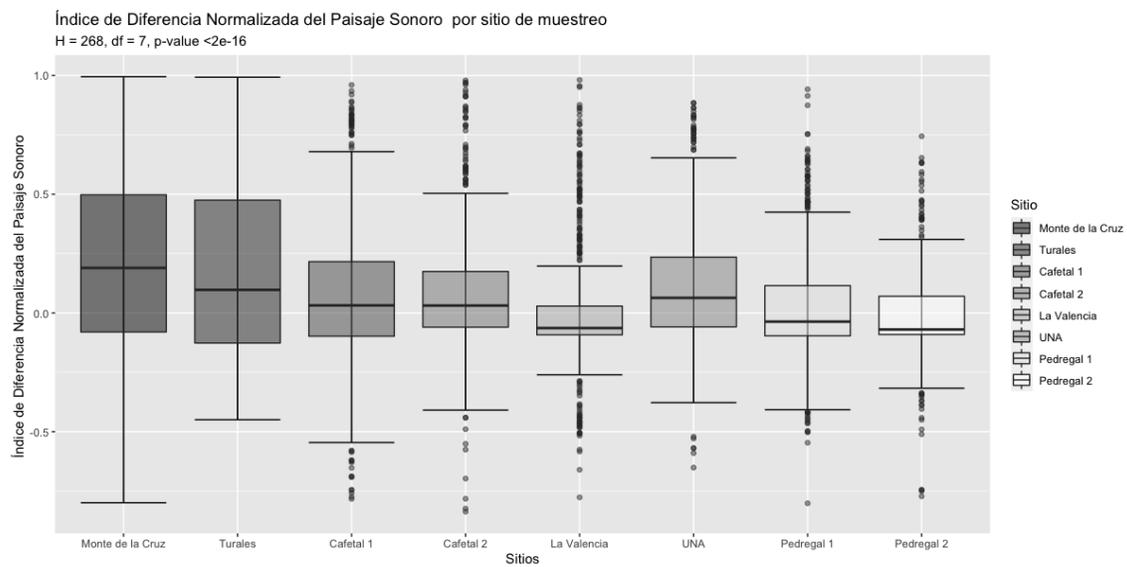


Figura 19. Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 7. Diferencias en el Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	1	-	-	-	-	-	-
La Valencia	4e-07	5e-16	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	2e-08	2e-07	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	0.001	1e-07	1	<2e-16	-	-	-
Pedregal 2	5e-09	<2e-16	1	<2e-16	0.531	-	-
Turales	0.031	0.776	6e-08	0.766	2e-07	3e-09	-
UNA	0.182	1	<2e-16	4e-04	5e-13	<2e-16	1

Índice de Bioacústica

El índice BIO presentó pocos valores fuera del promedio y variación respecto a otros índices (Figura 20). Se encontraron diferencias significativas en este índice por sitio de muestreo ($H = 269$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$) y según el Cuadro 8 no se encontraron diferencias significativas entre los sitios Cafetal 2 con Cafetal 1, La Valencia con Cafetal 1, Turales con Pedregal 1 y Pedregal 2, así como entre la UNA con Pedregal 1, Pedregal 2 y Turales. Se destaca la alta variabilidad respecto a valores fuera del promedio del sitio Cafetal 2 respecto a los demás sitios.

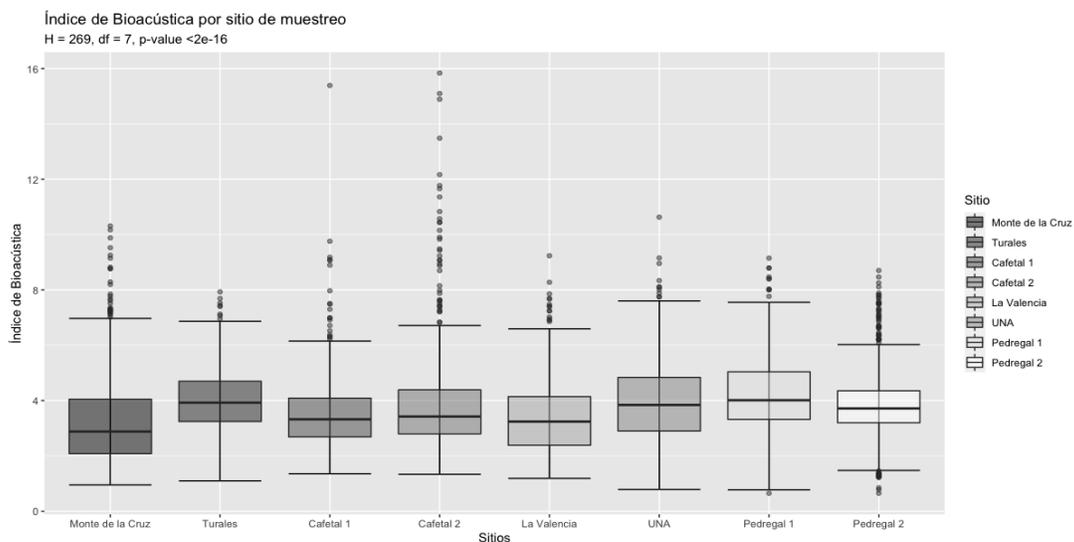


Figura 20. Índice de Bioacústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 8. Diferencias en el Índice de Bioacústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	0.114	-	-	-	-	-	-
La Valencia	1	0.006	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	5e-05	2e-11	0.018	-	-	-	-
Pedregal 1	<2e-16	8e-08	<2e-16	<2e-16	-	-	-
Pedregal 2	2e-09	0.012	1e-09	<2e-16	0.011	-	-
Turales	5e-16	2e-06	2e-15	<2e-16	1	0.315	-
UNA	2e-08	0.037	4e-09	<2e-16	0.203	1	1

Índice de Diversidad Acústica

Respecto al ADI se encontró poca variabilidad en los valores promedio con excepción del sitio La Valencia que presentó gran cantidad de valores fuera del promedio (Figura 21). Además, se encontraron diferencias significativas en el ADI por sitio de muestreo ($H = 404$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$).

Según lo muestra el Cuadro 9, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios Monte de la Cruz con Cafetal 1, Pedregal 1 con Cafetal 1 y Monte de la Cruz, Pedregal 2 con La Valencia, Turales con Cafetal 2 y de la UNA con el sitio de Cafetal 2.

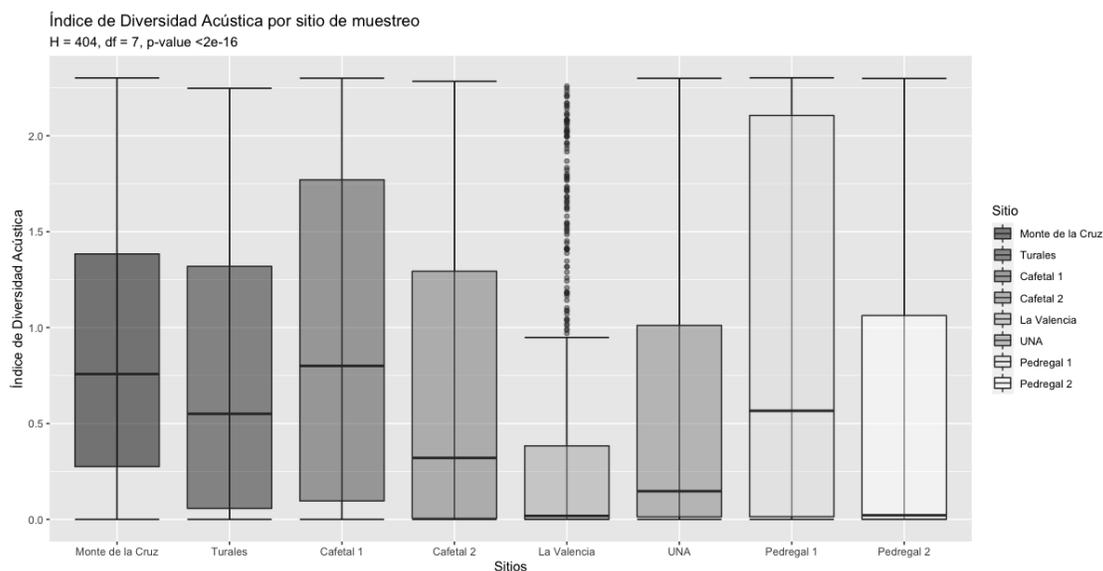


Figura 21. Índice de Diversidad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 9. Diferencias en el Índice de Diversidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	4e-09	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	5e-13	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	1	4e-09	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	1	3e-07	<2e-16	1	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	1e-04	1	<2e-16	<2e-16	-	-
Turales	0.001	0.110	<2e-16	0.004	0.035	2e-14	-
UNA	1e-13	1	7e-13	<2e-16	5e-08	5e-05	2e-05

Índice de Paridad Acústica

El índice AEI mostró valores altos en el índice que presentan una amplia variabilidad en sus valores promedio (Figura 22), se encontraron diferencias significativas en los valores del índice por sitio de muestreo ($H = 403$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$) y en la mayoría de los sitios de la zona urbana destacan los valores fuera del promedio.

El Cuadro 10 muestra que no se presentaron diferencias significativas entre los sitios del Monte de la Cruz con Cafetal 1, Pedregal 1 con Cafetal 1 y Monte de la Cruz, Pedregal 2 con La Valencia, Turales con Cafetal 2 y del sitio de la UNA con Cafetal 2.

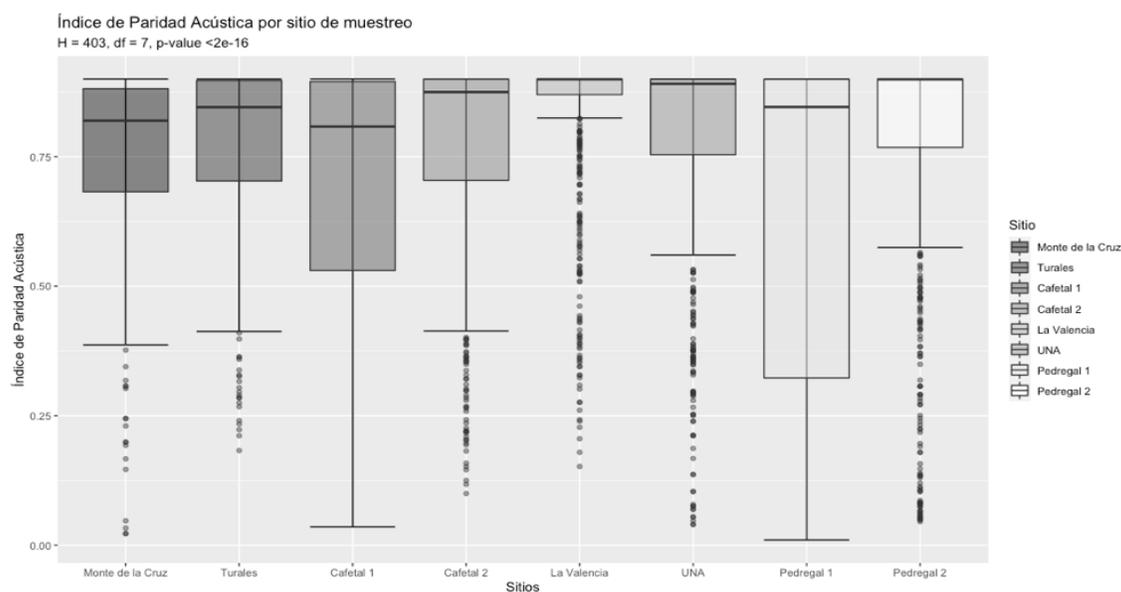


Figura 22. Índice de Paridad Acústica por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 10. Diferencias en el Índice de Paridad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	4e-09	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	4.00e-13	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	1	5.00e-09	<2e-16	-	-	-	-

Pedregal 1	1	4.00e-07	<2e-16	1	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	9.00e-05	1	<2e-16	<2e-16	-	-
Turales	8.00e-04	0.133	<2e-16	0.004	0.036	1.00e-14	-
UNA	3.00e-13	1	2.00e-13	<2e-16	1.00e-07	3.00e-05	4.00e-05

Índice de Entropía Total

El índice de TE se muestra como uno de los índices con menor variación y no presenta datos fuera del promedio (Figura 23). Se encontraron diferencias significativas entre los valores del índice respecto a los sitios de muestreo ($H = 565$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$).

En el Cuadro 11 se resumen las diferencias entre sitio en la que destaca que no existen diferencias significativas entre los sitios Monte de la Cruz con Cafetal 1, Pedregal 1 con Cafetal 2 y con Monte de la Cruz, así como entre Turales con Cafetal 2 y con Pedregal 1.

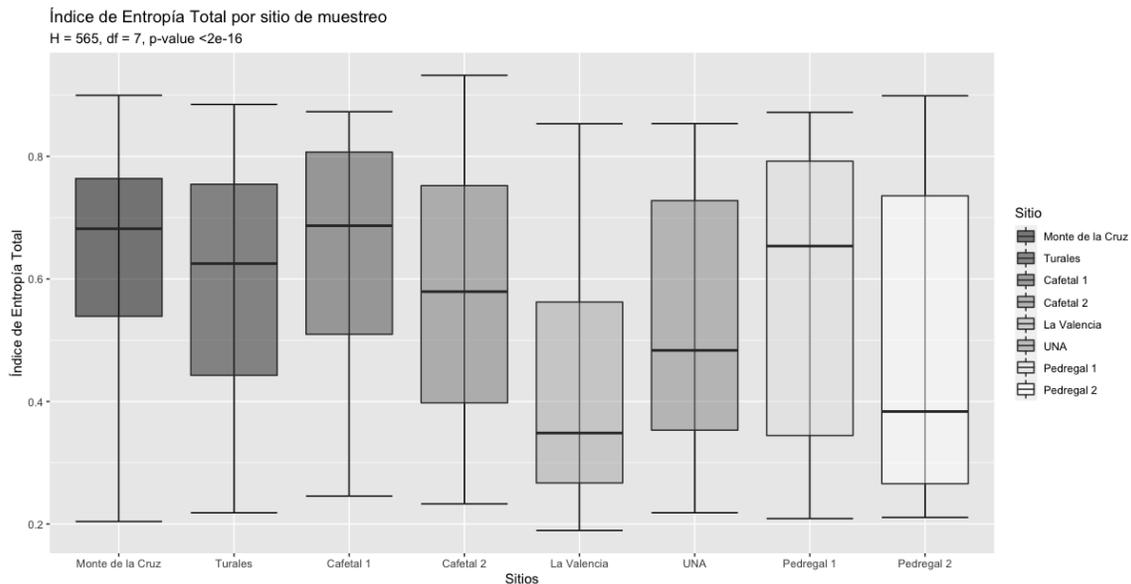


Figura 23. Índice de Entropía Total por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 11. Diferencias en el Índice de Entropía Total entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	7e-12	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	0.520	6e-07	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	7e-05	1	2e-14	0.370	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	9e-13	0.004	<2e-16	1e-15	-	-
Turales	2e-07	1	<2e-16	0.010	1	8e-16	-
UNA	<2e-16	0.003	<2e-16	<2e-16	1e-04	2e-05	4e-08

Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud

El índice MAE no mostró variación significativa en general y destacan los valores extremos tanto en Pedregal 1 como Pedregal 2 (Figura 24). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas por sitios de muestreo ($H = 268$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$). En el Cuadro 12 se destaca que no se encontraron diferencias significativas entre los sitios Pedregal 2 con La Valencia y entre Turales con Cafetal 1.

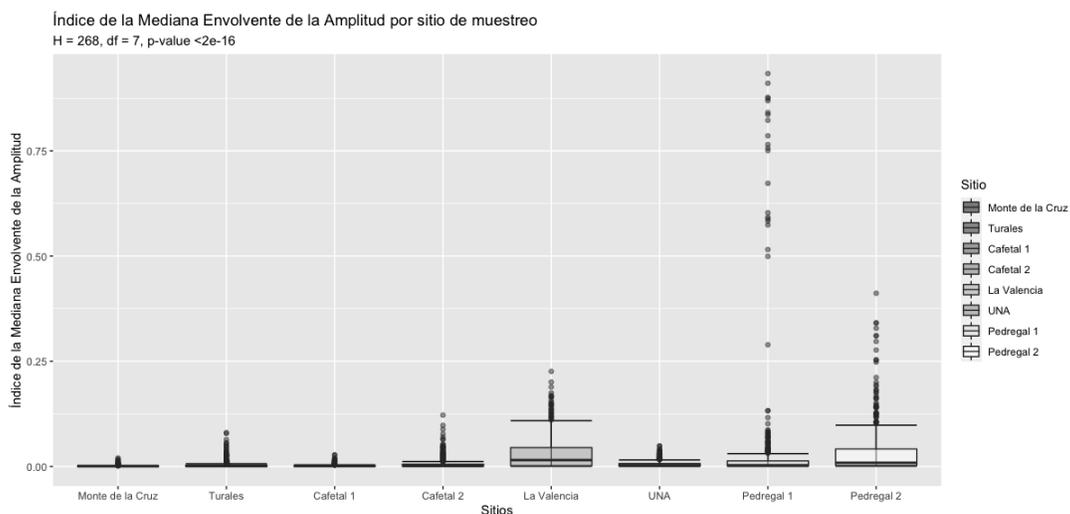


Figura 24. Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 12. Diferencias en el Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	<2e-16	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	<2e-16	1e-12	2e-14	<2e-16	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	<2e-16	1	<2e-16	<2e-16	-	-
Turales	1	<2e-16	<2e-16	1e-13	<2e-16	<2e-16	-
UNA	<2e-16	0.007	<2e-16	<2e-16	0.003	<2e-16	<2e-16

Índice del Número de Picos

El índice NP al igual que los índices MAE y TE presentaron baja variación respecto a los valores fuera del promedio (Figura 25). Además, se encontraron diferencias significativas por sitio de muestreo ($H = 1836$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$).

Contrario a los otros índices si se muestra un patrón con un promedio de picos mayor en los sitios de la zona periurbana respecto a la zona urbana. Sin embargo, como se observa en los valores máximos y mínimos los valores se encuentran cercanos unos a otros.

En el Cuadro 13 se resumen las diferencias estadísticas entre los sitios donde no se encontraron diferencias significativas entre los sitios La Valencia con Cafetal 2 y entre Pedregal 2 con Pedregal 1.

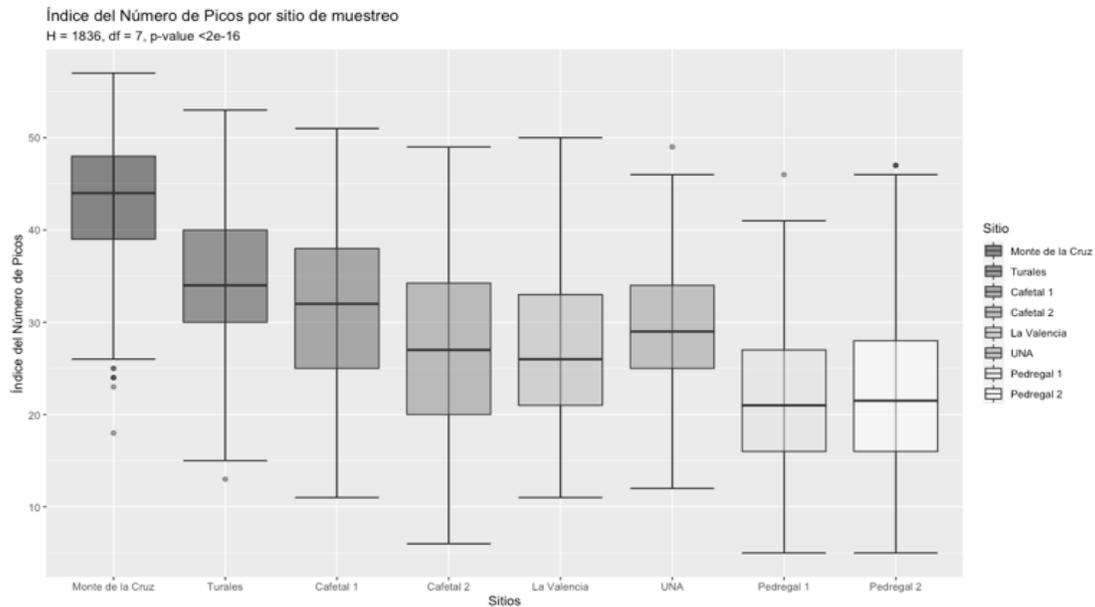


Figura 25. Índice de Picos por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 13. Diferencias en el Índice de Diversidad Acústica entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Cafetal 1	Cafetal 2	La Valencia	Monte de la Cruz	Pedregal 1	Pedregal 2	Turales
Cafetal 2	1e-11	-	-	-	-	-	-
La Valencia	<2e-16	1	-	-	-	-	-
Monte de la Cruz	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-
Pedregal 1	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-	-	-
Pedregal 2	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	1	-	-
Turales	7e-09	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-
UNA	1e-04	0.004	3e-07	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16

Ruido ambiental

A pesar de no ser considerado en los índices de análisis de paisaje sonoro, el ruido como descriptor del paisaje sonoro es muy importante. Al analizar la variación de los valores de ruido medidos con el sonómetro se muestra un patrón claro de valores menores de ruido medidos en los sitios de la zona periurbana que gradualmente aumentan hacia los sitios de la zona

urbana con un particular aumento desmedido en el sitio La Valencia (Figura 26). Se encontraron diferencias significativas por sitio de muestreo ($H = 36$, $df = 7$, $p\text{-value} = 7e-06$).

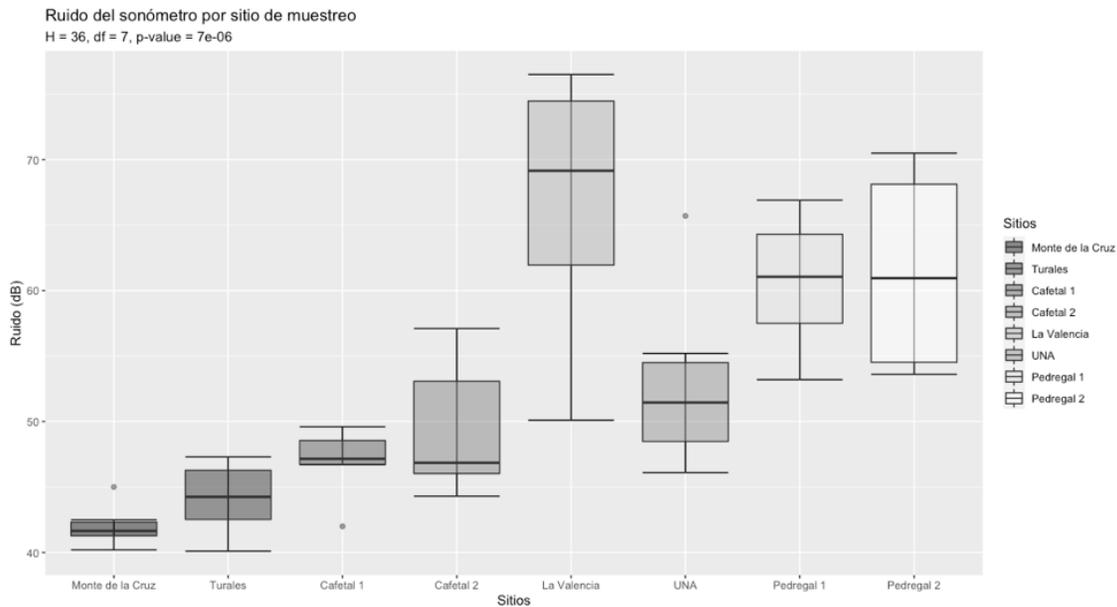


Figura 26. Ruido ambiental obtenido del sonómetro por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

La variación de ruido obtenido a partir de las grabaciones muestra el mismo patrón de aumento desde los sitios de la zona periurbana (Figura 27) en los que destaca un menor valor promedio en el sitio de la UNA. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas en la cantidad de ruido promedio por sitio de muestreo ($H = 2348$, $df = 7$, $p\text{-value} < 2e-16$).

En el Cuadro 14 se muestran las diferencias entre los sitios y se observa que sólo entre el sitio Pedregal 2 con Pedregal 1 no se encontraron diferencias significativas entre los sitios.

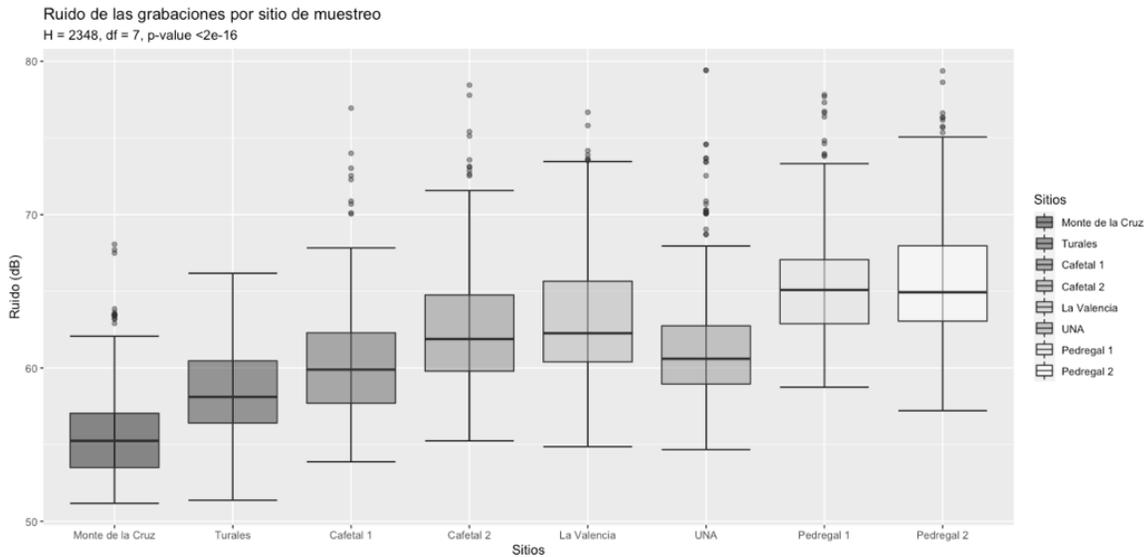


Figura 27. Ruido Ambiental extraído de las grabaciones por sitio de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez.

Cuadro 14. Diferencias en el ruido ambiental entre sitios de muestreo en la microcuenca del río Bermúdez mediante un ajuste de probabilidad de Bonferroni.

Sitios	Monte de la cruz	Turales	Cafetal 1	cafetal 2	La Valencia	UNa	Pedrega 1 1
Turales	<2e-16	-	-	-	-	-	-
Cafetal 1	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-	-
Cafetal 2	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-	-	-	-
La valencia	<2e-16	<2e-16	<2e-16	0.02	-	-	-
UNA	<2e-16	<2e-16	5e-05	6e-09	<2e-16	-	-
Pedregal 1	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	<2e-16	-
Pedregal 2	<2e-16	0.004	3e-07	<2e-16	<2e-16	<2e-16	1

Correlaciones entre los índices biológicos e índices de acústicos

La cantidad de especies identificadas a lo largo de la microcuenca aumenta conforme aumenta la cantidad de individuos por especie (Figura 28) tanto por sitio de muestreo como

por puntos de conteo de aves y se presenta una correlación fuerte positiva ($S = 18$, $\rho = 0.7857$, $p\text{-value} = 0,02793$ y $S = 3803.6$, $\rho = 0.6432$, $p\text{-value} = 7.601e-6$, respectivamente).

Respecto a los índices de diversidad se encontró una correlación positiva entre débil a moderada que indica que con conforme disminuye la cantidad de especies también disminuyen los valores en estos indicadores tanto por sitio como por punto de conteo (Figura 28) en los índices de diversidad de Shannon ($S = 84$, $\rho = 0$, $p\text{-value} = 1$ y $S = 9415.9$, $\rho = 0.1167$, $p\text{-value} = 0.4733$, respectivamente), Simpson ($S = 80$, $\rho = 0.0476$, $p\text{-value} = 0.9349$ y $S = 9191.5$, $\rho = 0.1377$, $p\text{-value} = 0.3966$, respectivamente) y índice de similitud de especies de Jaccard ($S = 82$, $\rho = 0.0238$, $p\text{-value} = 0.9768$ y $S = 8466.6$, $\rho = 0.2057$, $p\text{-value} = 0.2027$, respectivamente).

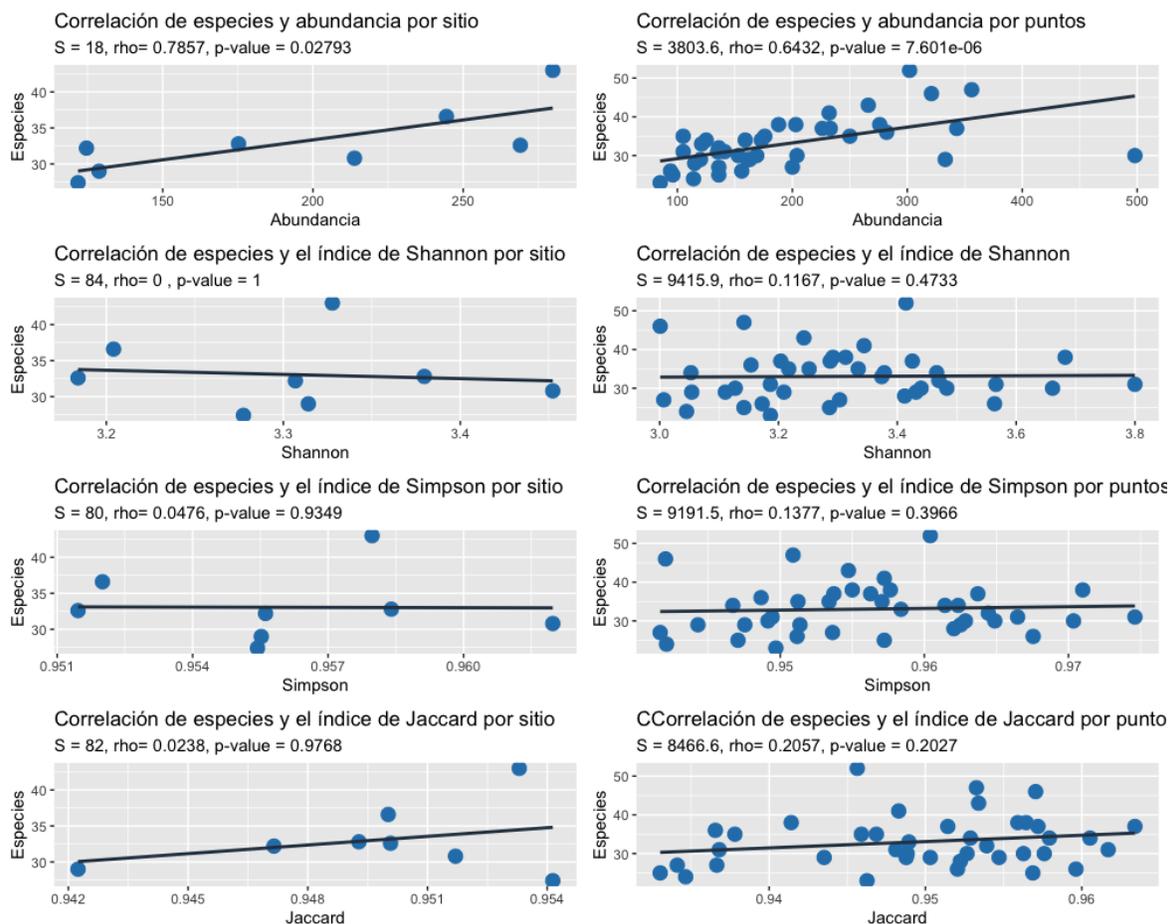


Figura 28. Relación de cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez respecto a la abundancia y los índices biológicos de Shannon, Simpson y Jaccard.

Al analizar la relación entre los índices acústicos (Figura 29) con la cantidad de especies se encontró que el Índice de Complejidad Acústica se correlacionó de forma débil positiva tanto por sitio como por punto ($S = 64$, $\rho = 0.2381$, $p\text{-value} = 0.5821$ y $S = 9401.5$, $\rho = 0.1181$, $p\text{-value} = 0.4681$, respectivamente), lo cual indica que los sitios con mayor cantidad de especies tienden a ser más complejos acústicamente posiblemente debido a la presencia de mayor cantidad de sonidos bióticos tal como el canto de aves.

Respecto al Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro se encontró una relación moderada negativa por sitio ($S = 118$, $\rho = -0.4047$, $p\text{-value} = 0.3268$) y débil negativa por punto de muestreo ($S = 12633$, $\rho = -0.1851$, $p\text{-value} = 0.2529$). Estos valores muestran que, al aumentar la cantidad de especies, el nivel de perturbación humana (antropofonías) es menor y posiblemente se encuentre asociado a la mayor cantidad de biofonías presentes en el ambiente provenientes de las vocalizaciones de aves en el ambiente.

El índice de Bioacústica mostró una correlación débil positiva con la cantidad de especies tanto por sitio como punto de muestreo ($S = 60$, $\rho = 0.2857$, $p\text{-value} = 0.5008$ y $S = 7589.8$, $\rho = 0.2880$, $p\text{-value} = 0.07152$, respectivamente) lo cual indica una relación positiva entre la cantidad de especies en los sitios y puntos con el número de bandas de frecuencias utilizadas por la avifauna para vocalizar en estos ambientes.

El índice de Diversidad Acústica mostró una relación débil con la cantidad de especies por sitio ($S = 108$, $\rho = -0.2857$, $p\text{-value} = 0.5008$) y muy débil por punto de muestreo ($S = 11388$, $\rho = -0.0683$, $p\text{-value} = 0.6752$) lo cual indica existe poca diversidad acústica de especies que vocalizan por encima del umbral de respuesta de -50 dB es calculado con el índice.

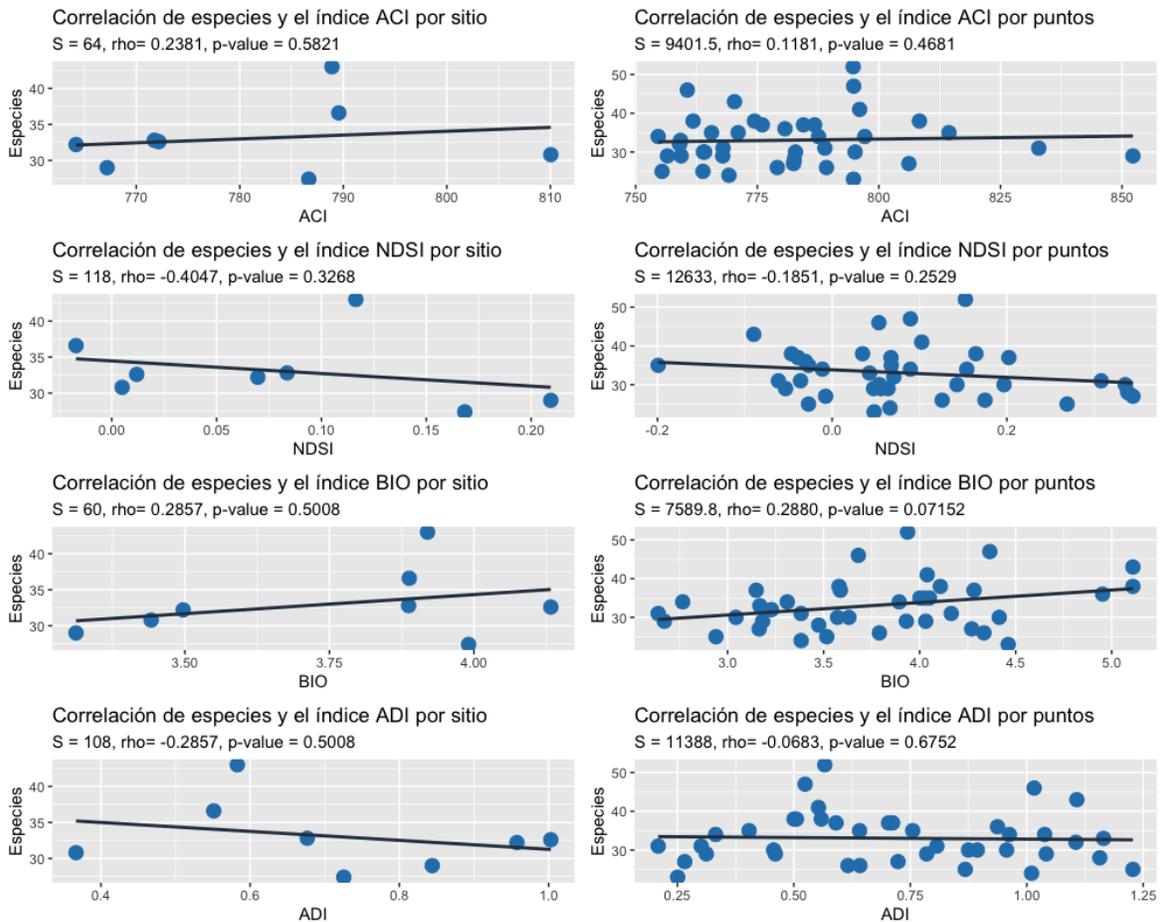


Figura 29. Relación de los índices acústicos ACI, NDSI, BIO y ADI con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.

El Índice de Paridad Acústica (Figura 30) presentó una correlación muy débil positiva con la cantidad de especies tanto por sitio como punto de muestreo ($S = 80$, $\rho = 0.0476$, $p\text{-value} = 0.9349$ y $S = 10933$, $\rho = 0.0255$, $p\text{-value} = 0.8756$, respectivamente). Este índice se ve particularmente afectado por la presencia constante de insectos o de viento en las grabaciones. El viento fue particularmente abundante en la mayoría de los sitios de muestreo y pudo afectar esta correlación a pesar de la gran cantidad de especies identificadas.

El Índice de Entropía Total mostró una correlación fuerte negativa con la cantidad de especies por sitio ($S = 124$, $\rho = -0.4762$, $p\text{-value} = 0.2431$) y una correlación débil positiva por punto de muestreo ($S = 12560$, $\rho = -0.1782$, $p\text{-value} = 0.2712$). Este índice muestra que al disminuir la cantidad de especies aumenta la entropía acústica del ambiente, el cual considera tantos sonidos originados como las biofonías, geofonías y antropofonías.

El Índice de la Mediana Envolvente de la Amplitud presentó una correlación fuerte positiva con la cantidad de especies por sitio ($S = 44$, $\rho = 0.4762$, $p\text{-value} = 0.2431$) y débil positiva por punto de muestreo ($S = 9479.6$, $\rho = 0.1107$, $p\text{-value} = 0.4964$), lo cual indica una relación positiva entre la cantidad de especies con la cantidad de sonidos de una amplitud considerable en el ecosistema.

El Índice del Número de Picos mostró una correlación fuerte negativa por sitio ($S = 130$, $\rho = -0.5476$, $p\text{-value} = 0.171$) y moderada negativa por punto de muestreo ($S = 13014$, $\rho = -0.2208$, $p\text{-value} = 0.1709$). Esto interpreta que a menor cantidad de especies es mayor el número de picos (o frecuencias pico) que se encuentran en el ambiente en un período de tiempo determinado.

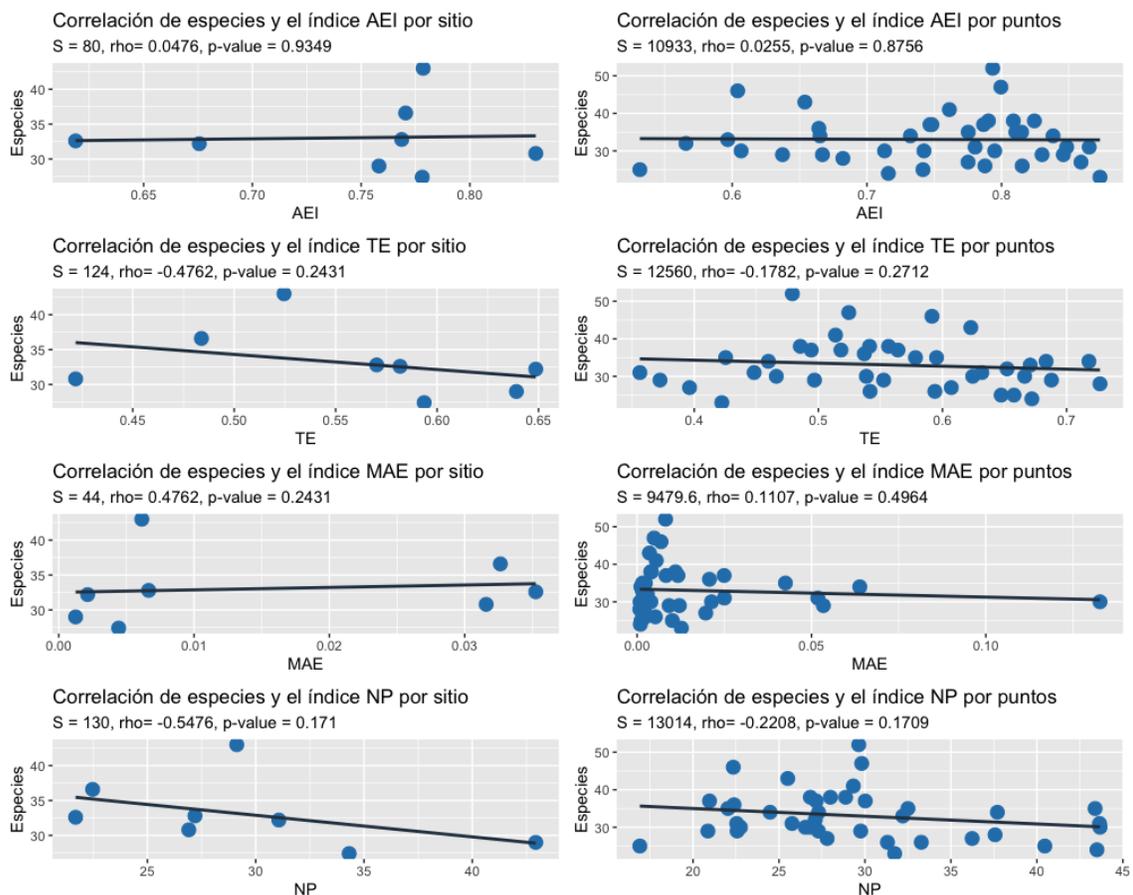


Figura 30. Relación de los índices acústicos AEI, TE, MAE y NP con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.

Respecto al ruido ambiental (Figura 31) se encontró una correlación fuerte positiva con la cantidad de especies por sitio ($S = 42$, $\rho = 0.5$, $p\text{-value} = 0.2162$) y moderada positiva por punto de muestreo ($S = 7950.5$, $\rho = 0.2542$, $p\text{-value} = 0.1135$) lo cual muestra una relación positiva entre la cantidad de especies con la cantidad de ruido ambiental presente en los ambientes.

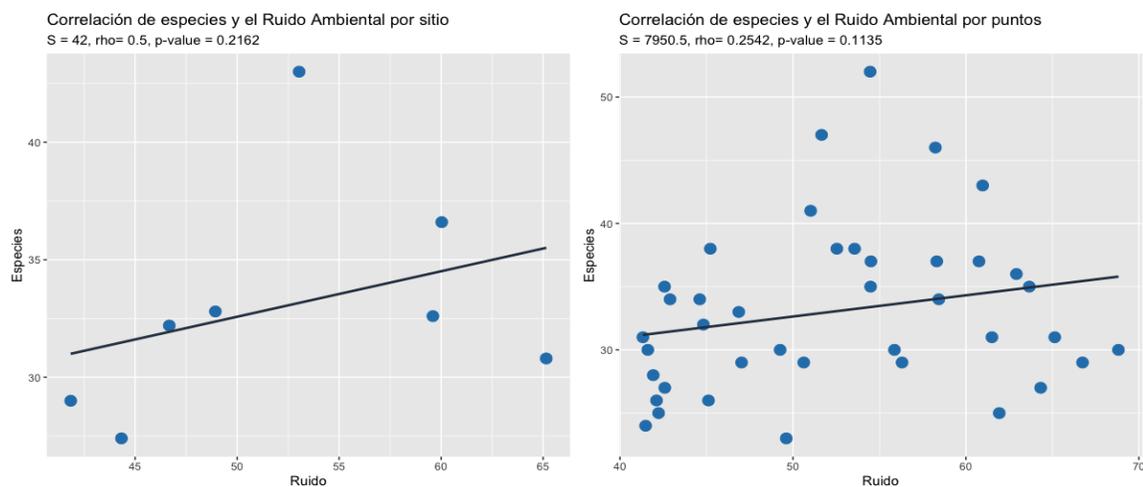


Figura 31. Relación entre el ruido ambiental por sitio y por puntos con la cantidad de especies de aves en la microcuenca del río Bermúdez.

Recomendaciones para el uso de indicadores biofísicos en un CBI

Durante el establecimiento del CBI Río Bermúdez y de otros CBI será importante tomar en cuenta ciertas consideraciones para cada objeto de estudio propuesto e indicadores, tanto de manera individual como conjunta para llevar a cabo un buen uso de estas variables durante los monitoreos (Cuadro 15).

En el caso de las aves como objeto particular, siendo un grupo sumamente estudiado, será de suma importancia analizar la dinámica de la comunidad de aves por sectores para comprender mejor su distribución a lo largo de la microcuenca. En el caso del CBI río Bermúdez, se ubicaron cantidades de especies importantes, así como aglomeraciones particulares de individuos dados sus hábitos como en el caso de los zanates (*Quiscalus mexicanum*) o golondrinas (*Pygochelydon cyanoleuca*) en la parte baja de la cuenca.

En el caso del ejemplo planteado, a pesar de que ambas especies se encontraban distribuidas a lo largo de la microcuenca, las características de los sitios en Pedregal les permitían aglomerarse en grandes cantidades. Lo anterior muestra un ejemplo de la razón por la cual es importante analizar factores como la riqueza y abundancia de manera complementaria y no como parámetros aislados.

Existen proyectos exitosos como el Corredor Biológico Pájaro Campana que ha utilizado a *Procnias tricarunculatus* como especie clave (en ocasiones denominada como especie bandera) aprovechando sus características ecológicas y acústicas tan particulares para proteger el hábitat por el cual migran. Esta protección ha beneficiado los procesos de conservación de estos sitios, así como de otras especies con las que interactúa a lo largo del corredor (Corredor Biológico Pájaro Campana, 2011).

Por ello se propone la “Especie Clave” como un indicador importante a considerar dentro del CBI río Bermúdez. Entre las especies que tienen características particulares para utilizarse en este indicador podrían ser especies que se encuentren presentes en todos los sitios como el Bobo (*Momotus lessonii*), o especies que presenten una abundancia baja o hábitats restringidos como el Soterrey Sabanero (*Cistothorus platensis*) o el Pinzón Cafetalero (*Melospiza cabanisi*), entre otras características y especies.

A lo largo de la microcuenca se ubicaron 18 especies endémicas de Costa Rica. Este parámetro puede ser de suma importancia para promover la protección de sus hábitats ya que, entre otros aspectos, se considera que estas especies son las más amenazadas por las modificaciones en su hábitat y por el cambio climático (Trautmann, 2018).

A nivel del paisaje sonoro será de suma importancia considerar cada una de las aristas posibles durante el análisis para comprender mejor los procesos que se desarrollan en cada uno de los ambientes analizados. Muchos de los índices, al igual que como se mencionaba en el caso de las aves, deben ser trabajados de manera complementaria.

Las consideraciones particulares en el caso de indicadores acústicos se detallan en el Cuadro 14 y destaca el uso de estos, en ecosistemas urbanos en la actualidad, así como el desarrollo proyectos de ciencia ciudadana para la colecta de sonidos a gran escala que posteriormente son ligados a análisis de datos mediante aprendizaje profundo para monitorear cambios en ecosistemas urbanos (Fairbrass et al., 2019).

Cuadro 15. Matriz de recomendaciones para los objetos de estudio propuestos basados en indicadores biofísicos de la avifauna y el paisaje sonoro para el establecimiento del Corredor Biológico Interurbano río Bermúdez.

<i>Objeto</i>	<i>Atributo clave</i>	<i>Indicador</i>	<i>Consideraciones</i>	<i>Referencia</i>
Aves	Riqueza	Número de especies	Mide la cantidad de especies en un sitio. Es un buen indicador tanto para áreas urbanas y periurbanas. Se debe considerar que la riqueza dependerá de múltiples factores por lo que es importante no tratarlo como un indicador aislado sino como un complemento y destacar especies claves en ecosistemas particulares que sirvan para monitorear cambios en estos espacios.	Larsen, Sorace, y Mancini, 2010; Trujillo-Acosta, Peraza-Estrella, Marina-Hipólito, y Boraschi, 2017; Suri et al., 2017.
	Abundancia	Cantidad de individuos	Mide el número de individuos tanto por especie como en su totalidad en la comunidad. Es un indicador que debe de ser tratado con cuidado principalmente ya que es sensible a factores como la estacionalidad, recursos alimenticios, sitios de percha, entre otros. La cobertura verde se encuentra fuertemente relacionado al número de individuos de una especie y de la comunidad de aves.	Puan et al., 2019; Schulze, Leidinger, Paces y Páez, 2019.
	Especies	Especie clave	Dado a que la riqueza y abundancia varían por múltiples factores es importante destacar especies claves tanto por su uso de hábitat, así como su historia natural que permitan realizar monitoreos de cambios en el ecosistema. Estas especies deben proveer información total o parcialmente	Salvador-Rodríguez, 2019.

			como indicadora de los sistemas ecológicos de manera precisa y sencilla.	
		Estatus	Describe el estatus como especie residente, migratoria o endémica. La proporción de cada una en el ecosistema puede ser un importante descriptor de la comunidad de aves que permita apoyar la justificación para la protección de los hábitats tanto en distintos períodos del año dados los movimientos altitudinales y latitudinales de las especies así la importancia de protección en el caso de las especies endémicas.	Vargas-Masís, Piedra-Castro y Bravo-Chacón, 2017; Rodríguez y Granados, 2017.
<i>Paisaje Sonoro</i>	ACI	Valor del índice	Mide la actividad acústica de la comunidad de aves. Es un índice muy útil a lo largo de la microcuenca si se necesita aislar sonidos antropogénicos (ruido generado por vehículos, aviones o industrias) ya que descarta esta franja de frecuencias y se concentra en la que vocalizan la mayoría de las especies de aves.	Pieretti et al., 2011; Sagastume-Pinto, 2018.
	NDSI		Estima el nivel de ruido antropogénico sobre el paisaje sonoro. Buen indicador para mostrar el grado de perturbación acústica respecto a sonidos naturales. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que la presencia de especies que vocalicen en frecuencias bajas (algunas especies de palomas y tinamús por ejemplo) pueden alterar la interpretación del índice.	Kaesten et al., 2012; Sagastume-Pinto, 2018.

	BIO		Mide la relación entre el ruido de fondo y las vocalizaciones de aves. Es un buen indicador a considerar en la microcuenca sin embargo es importante considerar que está asociado a una función tanto del nivel de sonido como del número de bandas de frecuencia que utiliza la avifauna y no toma en cuenta los sonidos dentro del intervalo de antropofonías.	Boelman et al., 2007; Fuller et al., 2015.
	ADI		Mide la cantidad de energía acústica en franjas de frecuencia (bins) y el índice es el resultado de aplicar el índice Shannon a estos bins. A diferencia de ACI este índice toma en cuenta todos los sonidos existentes en el archivo de audio y no está precisamente enfocado en la riqueza de aves.	Villanueva-Rivera et al., 2011; Sagastume-Pinto, 2018.
	AEI		Mide la equitatividad de los sonidos biofónicos en una grabación y aumenta su valor cuando una muestra presenta una desigualdad mayor entre las bandas de frecuencia. Puede ser útil para comparar la equitatividad entre sitios de cobertura similar en sitios donde el efecto de insectos y de viento es reducido.	Villanueva-Rivera et al., 2011; Bolaños-Sittler y Villatoro-Paz, 2016.
	TE		Mide la entropía acústica mediante una correlación con el número de especies dentro de la comunidad	Suer et al., 2008; Fuller et al., 2015; Caycedo-Rosales y González, 2018.

			acústica. Es conocido que el índice aumenta ante la heterogeneidad biológica del ambiente por lo que se ha asociado a hábitats con mayor riqueza de especies.	
	MAE		Mide la mediana envolvente de la amplitud de las señales como un indicador del número de vocalizaciones de especies. Puede ser particularmente útil para reflejar los niveles de ruido ambiental a lo largo de la microcuenca cuando el valor del índice es alto.	Depraetere et al, 2012; Retamosa-Izaguirre, Segura-Sequeira, Barrantes-Madrigal Spínola-Parallada y Ramírez-Alán, 2020.
	NP		Mide el número de picos de frecuencia principales obtenidos en un espectro medio. Este índice puede utilizarse para identificar disturbios específicos en la microcuenca al identificar sonidos de frecuencias altas respecto al promedio (un ejemplo puede ser el uso de sierras en algunos sitios de la microcuenca).	Gasc et al., 2013; Gómez, Isaza y Daza, 2018.
	RUIDO		Mide el nivel promedio de presión sonora (SPL) extraído directamente de las grabaciones. El ruido capturado por las grabadoras proviene de múltiples fuentes por ejemplo automóviles, industria, pero también del sonido del agua. Puede ser un importante indicador no solo de disturbios de origen antropogénico sino como base para estudios de efecto sobre las especies en ecosistemas particulares y pueden realizarse constantes a lo largo de la microcuenca.	Alfaro-Rojas et al., 2020; de Camargo-Barbosa, Rodewald, Ribeiro y Jahn, 2020.

Discusión

El uso de las aves como bioindicadoras de los ecosistemas presenta numerosas evidencias que apoyan su importancia en estudios de ecología y conservación alrededor del mundo, y en especial para ecosistemas urbanos (Trujillo-Acosta, Peraza-Estrella, Marina-Hipólito y Boraschi, 2017), donde se ha incluido el concepto de ciudades amigables con las aves como un mecanismo de conservación (Piratelli, Franchin y Marín-Gómez, 2017).

La expansión de las áreas urbanas ha provocado una pérdida de conectividad entre ecosistemas, por ello el establecimiento de los CBI han surgido como una solución con miras de restaurar y conservar las especies, mitigar los impactos de esta expansión y que permitan cuidar de la salud tanto ecosistémica como la humana y las aves, que debido a sus características se presentan como un importante indicador (Romero-Vargas et al., 2019).

La presencia de especies endémicas es evidencia importante e insumo para la conservación de los sitios muestreo, en especial en las zonas altas que actualmente se ven afectadas por acelerados cambios en el uso de suelo por la expansión urbana. Eventos ambientales como el cambio climático, generan modificaciones en el ecosistema convirtiendo a las especies endémicas de zonas altas como las más vulnerables ante estas situaciones (Almazán-Núñez, Sierra-Morales, Rojas-Soto, Jiménez-Hernández y Mendez-Bahena, 2018; Lui, Sandoval, Sherman y Wilson, 2020).

La riqueza de la avifauna reportada a lo largo de la microcuenca fue alta considerando que el gradiente analizado varía desde un ambiente periurbano a uno urbano, en el cual se reportan cantidades similares a los encontrados en el CBI Río Torres con 169 especies (Sánchez-Sibaja, Valle-Hidalgo, Feoli-Boraschi y Murillo-Muñoz, 2016) pero mucho mayor a lo encontrado en la microcuenca del río Pirro (contigua a microcuenca del río Bermúdez) con 40 especies de aves reportadas (Ovares-Campos y Cordero-Ardón, 2012).

Al compararse la zona urbana con otras investigaciones, se encuentran cantidades mayores a las reportadas en el presente estudio respecto a las investigaciones de Fallas-Solano (2017) con 40 especies y Obando-Calderón et al. (2014) con 82 especies dentro de áreas urbanas en Costa Rica. Proppe et al. (2013) concluye que la riqueza de la avifauna decrece desde la zona periurbana y suburbana hacia el centro de la zona urbana, aspecto que se presentó de igual forma en lo encontrado en este estudio.

Los resultados mostraron una tendencia a la disminución en la riqueza de aves conforme se desciende en la microcuenca al acercarse a la zona urbana, sin embargo, el sitio de la UNA (dentro de la zona urbana) mostró una mayor cantidad de especies comparado con los sitios de la zona periurbana. Este sitio posee una gran variedad de coberturas como bosque ripario, potreros, cafetales, pastizales, cultivos y usos urbanos, entre otros que posiblemente proveen suficientes recursos para el establecimiento de una mayor cantidad de especies.

Es conocido que varios microhábitats concentrados en un área y abundantes de recursos pueden contribuir más a la riqueza general de un sitio que una mayor cantidad de microhábitats ubicados de forma dispersa. Esto es conocido como la hipótesis de heterogeneidad del hábitat (Servat et al., 2018), y dicha hipótesis tiene un impacto en el aumento de la riqueza, abundancia y el movimiento de las especies dentro de la matriz del ecosistema (Kennedy y Marra, 2010).

Otra de las coberturas abundantes en la parte media de la microcuenca son los cafetales. Este ecosistema tiende a asociarse a bordes de bosque ripario y se presentan como un sitio importante para las aves tanto residentes como migratorias en sus movimientos por la matriz urbana. Numerosos estudios evidencian una mayor riqueza de aves en este tipo de cobertura que, en conjunto con los tacotales, presentan la mayor riqueza comparado con áreas abiertas o agrícolas (Arendt, Tórrez y Vélchez, 2012). González (1999), encontró 52 especies asociadas a cafetales con sombra y sin sombra en el área de Heredia, por lo que en comparación en este estudio se encontró una mayor cantidad de especies en este ecosistema.

Para establecer los CBI se consideran múltiples variables entre ellas: biológicas, físicas, sociales, económicas y otras. Sin embargo, la información acústica del ambiente no se había considerada previamente entre las variables de análisis a pesar de estar relacionadas tanto con aspectos biológicos como físicos del ambiente.

Los índices acústicos están siendo utilizados en el estudio de los ecosistemas a nivel mundial, ya que el ambiente sonoro puede ser descrito mediante índices acústicos (Bradfer-Lawrence et al., 2019). Algunos de estos índices han sido correlacionados con la riqueza de especies (Jorge et al., 2018) sin embargo, aún se debate ya que otros estudios han mostrado inconsistencias en estos índices durante las evaluaciones de la biodiversidad (Fuller, Axel, Tucker y Gage, 2015; Moreno-Gómez et al., 2019).

El indicador acústico más utilizado en áreas urbanas es el ruido ambiental y se reconoce que enmascara las señales acústicas de las aves tanto en ecosistemas urbanos como en áreas conservadas, aspecto que reduce las posibilidades de comunicación y la detectabilidad entre individuos en especial en ecosistemas urbanos (LaZerte et al. 2015).

Duarte et al. (2015), reportan valores entre 45.2 y 67.9 dB en bosques expuestos a ruido urbano y LaZerte et al. (2015) reportan valores entre 57.4 a 74.8 dB en espacios verdes de áreas urbanas, por lo que los valores promedio identificados a lo largo de la microcuenca concuerdan con espacios asociados este tipo de ecosistemas y se mantienen dentro de los rangos normales establecidos en la legislación vigente en Costa Rica para estas áreas (Decreto 33106-MINAE, 2006).

A diferencia de la riqueza que decrece desde la zona periurbana hacia el centro de la zona urbana, el ruido ambiental aumenta conforme nos acercamos al núcleo urbano (Farina, 2013; Kuehne, Padgham y Olden, 2013), lo cual concuerda con los resultados obtenidos donde el sitio de La Valencia posee el mayor promedio de ruido, a lo mejor influenciado por el paso de tren urbano que cruzaba cercano a los puntos de muestreo.

Además, el sitio de la UNA presentó el valor más bajo de ruido de la zona urbana, posiblemente dada su lejanía con la carretera principal. Es conocido que la distancia de la carretera tiene una influencia directa en la riqueza de las especies de aves (Arévalo y Newhard, 2011; Arévalo y Blau, 2018) y efectos significativos en la frecuencia a la cual vocalizan las especies (Bermúdez-Cuamatzin, Ríos-Chelén, Gil y Garcia, 2011), por lo que, en conjunto con otros factores ambientales pudo favorecerse la gran riqueza de este sitio.

Cabe destacar, que no existe una relación clara entre los valores de riqueza con los valores de los índices acústicos utilizados, debido a que los mismos refieren a un valor de la actividad vocal, y no consideran las observaciones de las especies que no vocalizan durante la grabación. En el presente estudio estas especies si fueron tomadas en cuenta en la riqueza biológica del sitio por lo que los resultados acústicos pueden asociarse directamente a la riqueza observada.

El índice ACI permite inferir información sobre la actividad vocal de la comunidad de aves (Pieretti y Morri, 2011). Los mayores valores para este índice se presentaron en los sitios de Turales, Valencia y UNA, los cuales además mostraron algunos de los mayores valores en riqueza de aves. Sin embargo, las condiciones de contaminación del entorno

acústico (ruido antropogénico y el viento) se conoce que degradan y enmascaran las biofonías, aspecto que podría influenciar el patrón observado de la riqueza biológica en los sitios de estudio (Farina, Pieretti y Malavasi, 2014).

Respecto al índice NDSI, los resultados muestran una tendencia a la disminución de los valores por sitio conforme se baja en la microcuenca y se acerca al núcleo urbano. Los sitios de la zona periurbana mostraron valores positivos y, con excepción del sitio UNA, valores negativos para los sitios de zona urbana. A pesar de ello, la mayoría de los sitios mostraron valores promedio similares y dado que trata de una relación entre los sonidos de origen biológico y antropogénico, es posible que ambos estén ocupando rangos similares del espacio acústico.

El índice BIO no mostró un patrón específico, los valores miden la relación entre el ruido de fondo y las vocalizaciones de las aves (Boelman et al., 2007; Fuller et al., 2015) por lo que es posible que el constante ruido ambiental proveniente de geofonías como el viento y la corriente de agua, podrían afectar la captura de los sonidos de origen biológico en las grabaciones para cada uno de los sitios de muestreo (de Camargo-Barbosa, Rodewald, Ribeiro y Jahn, 2020).

Respecto al ADI, ya que este mide la cantidad de energía acústica de todo el ambiente y que no está precisamente enfocado en la riqueza de aves (Villanueva-Rivera et al., 2011; Sagastume-Pinto, 2018), pudo verse afectado por la cantidad y variedad de sonidos de origen tanto geofónico como antropofónico. Lo anterior observa de manera clara en el sitio La Valencia, para el que se encontraron gran cantidad de valores fuera del promedio respecto a los otros sitios posiblemente influenciados por el paso del tren urbano.

Debido a que el índice AEI mide la equitatividad de los sonidos biofónicos (Villanueva-Rivera et al., 2011; Bolaños-Sittler y Villatoro-Paz, 2016) la mayoría de los sitios presentaron valores promedio bastante equitativos al alcanzar valores entre 0.75 y 1. Los valores bajos mostrados como valores fuera del promedio pueden deberse a efectos por las antropofonías y geofonías presentes en los sitios analizados.

El índice de TE mostró una heterogeneidad biológica del ambiente basado en la actividad acústica acorde a lo encontrado con la riqueza biológica visualmente. Sin embargo, es importante considerar que el mismo puede verse afectado por el aumento de sonidos que

interfieran en el rango de las vocalizaciones de las aves (Suer et al., 2008; Fuller et al., 2015; Caycedo-Rosales y González, 2018).

En el caso del índice MAE, no se encontró un patrón específico relacionado a la riqueza de especies o ruido urbano. Varios autores mencionan que puede ser particularmente útil para reflejar los niveles de ruido ambiental cuando el valor del índice es alto (Depraetere et al., 2012; Retamosa-Izaguirre, Segura-Sequeira, Barrantes-Madrigal, Spínola-Parallada y Ramírez-Alán, 2020) lo cual puede observarse en los valores fuera del promedio en los sitios La Valencia, Pedregal 1 y Pedregal 2.

El número de picos (NP), mostró un patrón de disminución en la cantidad de picos de frecuencias altas dentro del rango de vocalización de las aves conforme se baja en la cuenca. Algunos autores mencionan que este índice puede utilizarse para identificar disturbios específicos (Gasc et al., 2013; Gómez, Isaza y Daza, 2018). Los sitios de Monte de la Cruz y Turales se estaban viendo afectados por la tala de árboles durante los muestreos y estos eventos fueron registrados como puntos fuera del promedio en los análisis. En los sitios de la UNA (paso de aviones) y de Pedregal (industrias y construcciones) también fue observado este patrón particular.

Los resultados obtenidos tanto de los índices biológicos como acústicos concuerdan con los patrones encontrados en ecosistemas tropicales (Gasc et al., 2015; Retamosa Izaguirre et al., 2018; Tucker et al., 2014). Estas investigaciones proponen que la medición de la diversidad acústica debe tomar en cuenta otras variables del paisaje como la cobertura vegetal, el gradiente altitudinal, el tamaño del área, la degradación del hábitat, la hora del día y los picos de actividad biológica, las cuales son variables que modifican la dinámica tanto temporal como espacial de las comunidades de aves (Loaiza-G., 2017).

Lo obtenido con índices acústicos pueden además relacionarse con la teoría de nicho acústico (ANH) y la hipótesis de adaptación acústica (AAH). La ANH afirma que debido a la competencia por espacio acústico se da una diversificación de estructuras biofísicas y comportamientos involucrados en la emisión y recepción acústica. La AAH explica que las frecuencias dominantes y otras llamadas de alto rango acústico, son el resultado de la interacción entre los animales y el medio ambiente, donde los organismos adecuan los sonidos emitidos para maximizar la eficiencia en la comunicación por lo cual puede brindar un espacio de estudio dentro de la ecología urbana de suma importancia para la comprensión

de las dinámicas acústicas de estos ambientes (Farina et al., 2011; A. Gasc et al., 2015; Retamosa Izaguirre et al., 2018).

El estudio, el monitoreo a largo plazo tanto de la avifauna, las interacciones acústicas, así como de las variaciones en el paisaje sonoro presenta una gran cantidad de oportunidades de investigación y colaboraciones en el caso de planeamiento urbano (Warren, Katti, Ermann y Brazel, 2006). En este contexto es posible realizar estudios y monitoreos del ruido urbano, efectos en las especies y proponer mecanismos de mitigación a lo largo de las microcuencas urbanas que dadas sus estructuras particulares y al encontrarse inmersas dentro en una matriz compleja de coberturas poseen el potencial para estudios en gran cantidad de campos de la ciencia.

Por ello, en el establecimiento del CBI río Bermúdez y otros corredores biológicos será de suma importancia considerar las variables biofísicas evaluadas en este estudio, tanto desde el aspecto biológico (aves) como el físico (sonido), así como su interacción en los diferentes ambientes a lo largo de la microcuenca.

Dada la importancia de las variables acústicas evaluadas en la dinámica tanto temporal como espacial de las aves a lo largo de las microcuencas, es de suma importancia generar propuestas específicas de manejo y mitigación del ruido urbano al tomar en cuenta que la expansión del área urbana hacía las zonas de amortiguamiento en la parte alta de la microcuenca se realiza de manera acelerada y podría tener efectos negativos para gran cantidad de especies.

Conclusiones

- Se registraron un total de 171 especies de aves a lo largo de la microcuenca distribuidas en 41 familias, las familias con mayor riqueza fueron Tyrannidae, Parulidae y Trochilidae. Se destacan *Psittacara finschi*, *Quiscalus mexicanus* y *Pygochelidon cyanoleuca* como las especies más abundantes a lo largo de los muestreos.

- Se identificaron 18 especies endémicas que podrían ser consideradas como especies clave para los procesos de conservación de la microcuenca a corto, mediano y largo plazo.

Destacan las especies endémicas de zonas altas, así como *Melanerpes hoffmannii* y *Psittacara finschi* como las únicas especies endémicas que interactúan con la matriz urbana.

- La riqueza de especies de la microcuenca puede servir como indicador para establecer sitios de importancia de conservación para el manejo de la microcuenca, que apoyen la necesidad de conectividad del paisaje y permita el flujo de estas especies en el paisaje.

- La abundancia de la avifauna puede ser un indicador importante para el establecimiento del CBI río Bermúdez, sin embargo, debe ser analizada a lo largo de cada punto de muestreo ya que ciertas características del ambiente y características ecológicas influyen en la aglomeración de ciertas especies (por ejemplo, zanates, palomas o golondrinas, entre otras).

- El sitio UNA presentó la mayor riqueza y abundancia de especies a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez. Características únicas dentro de la matriz urbana como la lejanía a la carretera principal, variadas coberturas en un espacio reducido, confluencia de dos microcuencas (Pirro y Bermúdez), entre otras, pudieron influir en esta diferencia.

- A lo largo de la microcuenca, las geofonías tales como el viento y la corriente de agua estuvieron presentes en la mayoría de los sitios y pudo afectar el desempeño de los índices. A pesar de que la corriente de agua puede ser una variable adversa en el estudio de paisajes sonoros, debido a la época y características del cauce de la microcuenca su efecto posiblemente fue mínimo en la mayoría de los sitios.

- La literatura y los resultados de este estudio apoyan que los índices ACI, ADI, AEI son índices útiles para describir el ambiente acústico a lo largo de la microcuenca, ya que están asociados al rango de frecuencias de las vocalizaciones de las aves. Los índices ACI y AEI mostraron correlaciones fuertes positivas con la riqueza de especies, por el contrario, el índice ADI mostró una correlación fuerte negativa.

- El índice TE que mide la entropía acústica del ambiente y se correlaciona positivamente con el número de especies dentro de la comunidad acústica presentó una correlación fuerte

negativa con la riqueza de especies. Debe considerarse que muchas de las especies de aves identificadas durante los muestreos no vocalizaron en el momento de la grabación, aspecto que pudo influir en la correlación del índice.

- Los índices BIO y NDSI relacionan la proporción de sonidos biofónicos y antropofónicos en el ambiente. En la microcuenca del río Bermúdez, el índice BIO mostró una correlación positiva con la cantidad de especies contrario a lo ocurrido con el índice NDSI, que mostró una relación negativa ya que este enfatiza los sonidos de origen antropogénico en el ambiente.

- Los índices MAE, NP y Ruido son indicadores útiles en caso de evaluar el ruido de origen antropogénico a lo largo de la microcuenca y permiten identificar eventos acústicos extremos tales como motores de sierras y el aumento desmedido de ruido provenientes automovilísticos, ferroviarios o industria.

- Existen diferencias estadísticas por sitio de muestreo para cada una de las variables acústicas evaluadas correlacionadas tanto de manera tanto positiva como negativa, con la riqueza de especies a lo largo de la microcuenca del río Bermúdez.

- Dado a que los niveles de ruido urbano fueron congruentes con otros estudios y ya que puede tener efectos negativos sobre la comunidad de aves tanto en distribución como la comunicación, es necesario establecer medidas de mitigación respecto al ruido urbano que beneficie los procesos de conservación para las especies en los CBI y en especial de la microcuenca del río Bermúdez.

- Los valores de los índices acústicos evaluados aportaron evidencias que respaldan las hipótesis del gradiente desde la zona alta (boscosa) en la que predominan sonidos de origen biofónico hasta la zona urbana predominan los sonidos de origen antropogénico. Sin embargo, existen variaciones por sitio de muestreo posiblemente por la influencia de otras variables como vegetación y otros recursos importantes para la avifauna.

- Las técnicas acústicas se presentan como una metodología de bajo costo y bajo impacto durante el monitoreo de la avifauna. Además, presentan una innovadora perspectiva de análisis del componente biofísico en la determinación de un CBI mediante los indicadores de paisaje sonoro.

- Tanto el estudio de la comunidad de aves como del paisaje sonoro pueden ser herramientas muy útiles y complementarias como parte de la propuesta para el establecimiento de CBI río Bermúdez ya que permiten evaluar tanto variables biológicas como físicas del ambiente dentro del componente biofísico de la propuesta.

Recomendaciones

- Colocar la(s) grabadora(s) a una distancia de al menos 50 metros de la orilla del río para evitar la sobresaturación por el ruido del agua. Esto dependerá de las condiciones de cada río, por lo que podría reducirse esta distancia en algunos casos.

- Utilizar uno o varios micrófonos omnidireccionales que permitan una captura general del ambiente acústico o en su defecto una grabadora automatizada con este tipo de micrófonos que permita una grabación general del ambiente.

- Monitorear mediante repeticiones en cada una de las coberturas presentes en el CBI considerando que la acústica puede variar en pocos metros. En el presente este estudio se asociaron las grabaciones a los puntos de conteos de aves, aspecto que puede beneficiar al momento de correlacionar la información obtenida de las grabadoras con los análisis de riqueza y abundancia a lo largo de la microcuenca.

- Variar los horarios de muestreo para lograr captar la mayoría de la variación acústica del sitio. Estos horarios hacen referencia a la hora del día a la que se realiza la grabación, así como la época del año.

- La mayoría de los índices evaluados poseen una relación directa con los rangos de frecuencia de las vocalizaciones de las aves. Este aspecto hace necesario el uso de otros indicadores acústicos en el caso incluir el análisis acústico con otros grupos de fauna que vocalizan tal como mamíferos, anfibios o insectos, entre otros.
- Ampliar a una mayor cantidad de sitios de estudio a lo largo del gradiente altitudinal y urbano que permita identificar puntos estratégicos para la conservación de la avifauna a lo largo de la microcuenca en los que se consideren las variables propuestas en este trabajo.
- Promover investigaciones sobre el efecto en las vocalizaciones utilizando el gradiente altitudinal y urbano que aporte medidas de conservación y pautas de manejo específicas para las especies que utilizan la microcuenca del río Bermúdez.
- Generar actividades de participación ciudadana que fomente la conservación de las especies y su interacción con el paisaje sonoro circundante, que permita a las comunidades aledañas tomar conciencia en el efecto del ruido sobre las especies con las que interactúan.
- Considerar la inclusión de los indicadores acústicos como parte de la propuesta “Estrategia de manejo para las áreas de protección y áreas verdes en la microcuenca del río Bermúdez y sus afluentes Pirro-Quebrada Seca-Burío, como contribución a la gestión ambiental del ecosistema urbano presente en el río Grande de Tárcoles” de la Universidad Nacional para el establecimiento del CBI en la microcuenca del Río Bermúdez.

Bibliografía

- Alfaro-Rojas, D. Portugués-Brenes, I, Perdomo-Velázquez, H, y Vargas-Masís, R. (2020). Ruido ambiental en áreas verdes urbanas y periurbanas de una microcuenca en Heredia, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 12(2), e2846. <https://doi.org/10.22458/urj.v12i2.2846>.
- Almazán-Núñez, R. C., Sierra-Morales, P., Rojas-Soto, O. R., Jiménez-Hernández, J., y Méendez-Bahena, A. (2018). Effects of land-use modifications in the potential

- distribution of endemic bird species associated with tropical dry forest in Guerrero, southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082918794408.
- Alquezar, R. D. y Machado, R. B. (2015). Comparisons between autonomous acoustic recordings and avian point counts in open woodland savanna. *The Wilson Journal of Ornithology*, 127(4): 712-723. doi: <https://doi.org/10.1676/14-104.1>.
- Araya-Pochet, J.A. (2012). Calidad del entorno sonoro para los habitantes de la GAM y otras comunidades. Decimotavo informe. Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. 19p.
- Araya-Pochet, J.A. y H. Merlos-Lacayo. (2008). Contaminación sónica en el Gran Área Metropolitana. Informe técnico CICIMA y Escuela de Física, Universidad de Costa Rica.
- Arendt, W. J., Tórrez, M., y Vílchez, S. (2012). Diversidad de aves en agropaisajes en la región norte de Nicaragua. *Ornitología Neotropical*. 23: 113-131, 23, 113-131.
- Arévalo, J. E. y Blau, E. (2018). Road encroachment near protected areas alters the natural soundscape through traffic noise pollution in Costa Rica. *Trop J Environ Sci*, 52(1): 27-48.
- Arévalo, J. E. y Newhard, K. (2011). Traffic noise affects forest bird species in a protected tropical forest. *Revista de Biología Tropical*, 59(2), 969-980.
- Arévalo, J. E., y Blau, E. (2018). Road encroachment near protected areas alters the natural soundscape through traffic noise pollution in Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 52(1), 27-48.
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N., y Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83–89. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-1.12>
- Bermúdez-Cuamatzin, E., A. A. Ríos-Chelén, D. Gil y C. M. García. (2009). Strategies of song adaptation to urban noise in the house finch: syllable pitch plasticity or differential syllable use? *Behaviour*. 146: 1269-1286.
- Bermúdez-Cuamatzin, E., Ríos-Chelén, A. A., Gil, D., y Garcia, C. M. (2011). Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biology letters*, 7(1), 36-38.

- Biamonte, E., Sandoval, L., Chacón, E., y Barrantes, G. (2011). Effect of urbanization on the avifauna in a tropical metropolitan area. *Landscape Ecology*, 26(2), 183–194. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9564-0>.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., y Hill, D. A. (1992). *Bird Census Techniques*. London: Academic.
- Blaze, M. (2009). *Outdoor Soundscapes and Stereo Recording*. Blog Personal: Crypto. <http://www.crypto.com/audio/soundscapes/>.
- Blumstein, D. T., Mennill, D. J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., ... Kirschel, A. N. G. (2011). Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 758–767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01993.x>
- Boelman N. T., Asner, G. P., Hart, P. J. y Martin, R. E. (2007). Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*, 17: 2137-2144.
- Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N., Bunnefeld, L., Bunnefeld, N., Willis, S. G., & Dent, D. H. (2019). Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(10), 1796-1807.
- Canet, L., Finegan, B., Bouroncle, C., Gutiérrez, I., y Herrera, B. (2008). El monitoreo de la efectividad del manejo de corredores biológicos Una herramienta basada en la experiencia de los comités de gestión en Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*, 54: 51-58.
- Canet-Desanti, L., Finegan, B., y Herrera Fernández, B. (2011). Metodología para la evaluación de la efectividad del manejo de corredores biológicos. Informe Técnico, 386(6). CATIE, Turrialba, Costa Rica. 64 p.
- Caycedo-Rosales, P. y González, C. (2018). Caracterización y monitoreo de aves y paisajes sonoros en tres macrohábitats de la región de La Mojana. Informe técnico final. Convenio 15-027. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Universidad de Córdoba.
- CBM, CCAD y MINAE. (2002). *El Corredor Biológico Mesoamericano Costa Rica*. Corredor Biológico Mesoamericano, Comisión Centro- americana de Ambiente y

- Desarrollo y Ministerio Nacional de Ambiente y Energía. Documento Técnico. Serie Técnica 3. 87 p.
- Celis-Murillo, A., Deppe, J. L. y Allen, M. F. (2009), Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal of Field Ornithology*, 80: 64–78. doi:10.1111/j.1557-
- Clout, M. N., y Hay, J. R. (1989). The importance of birds as browsers, pollinators and seed dispersers in New Zealand forests. *New Zealand journal of ecology*, 27-33.
- Corredor Biológico Pájaro Campana (CBPC). 2011. Plan estratégico 2011-2016. Monteverde, Puntarenas, Costa Rica: Concejo Local del CBPC. Disponible en <http://www.uvm.edu/~lkutner/CBPC%20Plan%20Estrategico%202011%20lk.pdf>
- Dallimer, M., Rouquette, J. R., Skinner, A. M. J., Armsworth, P. R., Maltby, L. M., Warren, P. H., y Gaston, K. J. (2012). Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*, 18(8), 742–753. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00891.x>
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B. J., Grass, I., Mulyani, Y. A., y Tschardt, T. (2019). Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: a systematic map and user guide. *Ecological Applications*, 29(6), e01954.
- de Camargo Barbosa, K. V., Rodewald, A. D., Ribeiro, M. C., y Jahn, A. E. (2020). Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning*, 197, 103769.
- Decreto 32692-S. (2005). Procedimiento para la Medición de Ruido. Diario Oficial La Gaceta. San José, Costa Rica, 19 octubre de 2005.
- Decreto 33106-MINAE. (2006). Programa Nacional de Corredores Biológicos: una Estrategia de Conservación de la Biodiversidad. Decreto. Poder Ejecutivo de CR. Publicado en La Gaceta N° 103 el 30 de mayo de 2006.
- Decreto 38334. (2014). Plan GAM 2013-2030 Actualización del Plan Regional de la Gran Área Metropolitana. N° 38334-PLAN-MINAE-MIVAH-MOPT-S-MAG. Diario Oficial La Gaceta. San José, Costa Rica, 10 marzo de 2014.
- Decreto 40043-MINAE. (2016). Regulación del Programa Nacional de Corredores Biológicos. Diario Oficial La Gaceta. San José, Costa Rica, 31 de agosto de 2016.

- Decreto 7575. (1997). Reglamento a la Ley Forestal. Diario Oficial La Gaceta. San José, Costa Rica, 23 de enero de 1997
- Decreto D40548-MINAE. (2017). Reglamento a la Ley de Conservación de la Vida Silvestre N° 7317, del 30 de octubre de 1992, Reforma del Decreto Ejecutivo No 36515 del 28 de enero Del 2011, y del Decreto Ejecutivo N° 32633- Minae del 10 De marzo del 2005, y Derogatoria de los Decretos Ejecutivos N°10- Mirenem del 16 de abril de 1993 y N° 35463-Minae-MEP del 04 de junio De 2009. Diario Oficial La Gaceta. San José, Costa Rica, 12 de julio de 2017.
- Devos, P. (2016). Soundecology indicators applied to urban soundscapes. In INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings, 253(5): 3631-3638. Institute of Noise Control Engineering.
- Fairbrass, A. J., Firman, M., Williams, C., Brostow, G. J., Titheridge, H., y Jones, K. E. (2019). CityNet—deep learning tools for urban ecoacoustic assessment. *Methods in ecology and evolution*, 10(2), 186-197.
- Farina, A. (2013). *Soundscape ecology: principles, patterns, methods and applications*. Springer Science y Business Media.
- Farina, A., Pieretti, N., y Malavasi, R. (2014). Patterns and dynamics of (bird) soundscapes: A biosemiotic interpretation. *Semiotica*, 2014(198).
- Farina, A., y Salutari, P. (2016). Applying the ecoacoustic event detection and identification (EEDI) model to the analysis of acoustic complexity. *Journal of Mediterranean Ecology*, 14, 13–42. <https://doi.org/10.1007/s12304>
- Farina. A., James, P., Bobryk, C., Pieretti, N., Lattanzi, E., y J. McWilliam. (2014). Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 17(4):923-944.
- Francis, C. D., Ortega, C. P., y Cruz, A. (2009). Noise Pollution Changes Avian Communities and Species Interactions. *Current Biology*, 19(16), 1415–1419. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.06.052>.
- Fuller, S., Axel, A. C., Tucker, D., y Gage, S. H. (2015). Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration?. *Ecological Indicators*, 58, 207-215.

- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., y Pérez-Gómez, G. (2016). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2), 31, 39–45.
- Gómez, W. E., Isazaa, C. V. y Dazab, J. M. (2018). Identifying disturbed habitats: A new method from acoustic indices. *Ecological Informatics*, 45: 16-25.
- González, J. (1999). Diversidad y abundancia de aves en cafetales con y sin sombra. *Revista de Ciencias Ambientales*, 17(2), 70-81.
- Gregory, R. D., Noble, D., Field, R., Marchant, J., Raven, M., y Gibbons, D. W. (2003). Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12–13, 11–24. Retrieved from <http://www.ebcc.info/wpimages/other/bio-iindicators.pdf>
- Hernando-Echeverría, L. y Orozco-Montoya, R. (2015). Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Bermúdez. Región Central de Costa Rica. *Observatorio Medioambiental*, 18:165-181. doi:http://dx.doi.org/10.5209/rev_OBMD.2015.v18.51289
- Herrando, S., Weiserbs, A., Quesada, J., Ferrer X. y Paquet J.–Y. (2012). Development of urban bird indicators using data from monitoring schemes in two large European cities. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.1: 141–150.
- Jorge, F. C., Machado, C. G., da Cunha Nogueira, S. S., y Nogueira-Filho, S. L. G. (2018). The effectiveness of acoustic indices for forest monitoring in Atlantic rainforest fragments. *Ecological Indicators*, 91, 71-76.
- Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J. y Joo, W. (2012). The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. *Ecological Informatics*, 12: 50-67. doi: 10.1016/j.ecoinf.2012.08.001
- Kennedy, C. M., y Marra, P. P. (2010). Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: inference from experimental translocations. *Biological Conservation*, 143(9), 2136-2145.
- Kindt, R., y Kindt, M. R. (2016). Package 'BiodiversityR'. URL <http://cran.r-project.org>
- Kuehne, L. M., Padgham, B. L., y Olden, J. D. (2013). The soundscapes of lakes across an urbanization gradient. *PLoS One*, 8(2), e55661.
- Lang, I., Gormley, L. H. L., Harvey, C. A., Sinclair, F. L. (2003). Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40): 86-92.

- Larsen, S., Sorace, A., y Mancini, L. (2010). Riparian bird communities as indicators of human impacts along Mediterranean streams. *Environmental management*, 45(2), 261-273.
- LaZerte, S. E., Otter, K. A., y Slabbekoorn, H. (2015). Relative effects of ambient noise and habitat openness on signal transfer for chickadee vocalizations in rural and urban green-spaces. *Bioacoustics*, 24(3), 233–252. <https://doi.org/10.1080/09524622.2015.1060531>
- Lees, A. C., y Peres, C. A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22(2), 439–449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>
- Liu, Z., Sandoval, L., Sherman, L., y Wilson, A. (2020). Vulnerability of Elevation-Restricted Endemic Birds of the Cordillera de Talamanca (Costa Rica and Panama) to Climate Change. bioRxiv. preprint doi: <https://doi.org/10.1101/2020.09.11.293134>.
- Loaiza-G, C. (2017). Dinámica temporal y espacial de una comunidad de aves en un gradiente altitudinal de la Cordillera Volcánica Central de Costa Rica, vertiente Caribe. *Caldasia*, 39(2), 310-325.
- Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S. K., Kang, L., y Chen, J. (2017). Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*, 82, 470-477.
- Martínez-Baldares, T. (2012). Plan Regional Urbano de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica: avances y desafíos. *Cuadernos de Vivienda y Urbanismo*, 5(9): 70-87.
- McClure, C. J., Korte, A. C., Heath, J. A., y Barber, J. R. (2015). Pavement and riparian forest shape the bird community along an urban river corridor. *Global Ecology and Conservation*, 4, 291-310.
- MIVAH. (2008). Plan Regional Urbano de La Gran Área Metropolitana de Costa Rica Tomo I: Diagnóstico Plan Prugam 2008-2030 (Versión preliminar 10-12-2008). Documento Técnico. Ministerio de Vivienda y Asentamientos Humanos. 453 p.
- Mockford EJ, Marshall RC y Dabelsteen T. (2011). Degradation of rural and urban great tit song: testing transmission efficiency. *PLoS ONE*, 6(12):e28242. [doi:10.1371/journal.pone.0028242](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028242).

- Nemeth, E. y Brumm, H. (2010). Birds and Anthropogenic Noise: Are Urban Songs Adaptive? *The American Naturalist*, 176(4), 465–475. <https://doi.org/10.1086/656275>
- Oksanen, J., Guillaume-Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ovares-Campos, L. y D. Cordero-Ardón. (2012). Evaluación de la utilidad de la técnica del doble observador en estudios sobre aves en áreas urbanas, microcuenca del río Pirro, Heredia, Costa Rica. Pp.16. Bermúdez, T; Romero, M; Piedra, M y Chinchilla, A (eds). En: IV Taller Compartiendo Experiencias sobre el Manejo, Conservación y Rehabilitación de ríos Urbanos: el caso del río Pirro. 18 p.
- Pekin, B. K., Jung, J., Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., y Ahumada, J. A. (2012). Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. *Landscape Ecology*, 27(10), 1513–1522. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9806-4>.
- Peris, S., y Montelongo, T. (2014). Birds and small urban parks: A study in a high plateau city. *Turkish Journal of Zoology*, 38(3), 316–325. <https://doi.org/10.3906/zoo-1305-20>
- Pieretti, N., A. Farina, y D. Morri. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, 11: 868-873. doi: 10.1016/j.ecolind.2010.11.005.
- Pijanowski, B. C., Farina, A., Gage, S. H., Dumyahn, S. L., y Krause, B. L. (2011). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology*, 26(9), 1213–1232. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9600-8>
- Piratelli, A. J., Franchin, A. G., y Marín-Gómez, O. H. (2017). Urban conservation: Toward bird-friendly cities in Latin America. In *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 143-158). Springer, Cham.
- Proppe, D. S., Sturdy, C. B., y St. Clair, C. C. (2013). Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. *Global Change Biology*, 19, 1075–1084. <https://doi.org/10.1111/gcb.12098>

- Puan, C. L., Yeong, K. L., Ong, K. W., Fauzi, M. I. A., Yahya, M. S., y Khoo, S. S. (2019). Influence of landscape matrix on urban bird abundance: evidence from Malaysian citizen science data. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 12(3), 369-375.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ralph, C. J., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T., De Sante, D., y Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.5) [Computer software] (2014). Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Available from <http://www.birds.cornell.edu/raven>.
- Redondo, P., Barrantes, G., y Sandoval, L. (2013). Urban noise influences vocalization structure in the House Wren *Troglodytes aedon*. *Ibis*, 155(3), 621-625.
- Retamosa-Izaguirre M. I., Ramírez-Alán O. y De la O-Castro J. (2018). Acoustic indices applied to biodiversity monitoring in a Costa Rica dry tropical forest. *Journal of Ecoacoustics*. 2: #TNW2NP. <https://doi.org/10.22261/JEA.TNW2NP>
- Retamosa-Izaguirre, M. I., Sequeira-Segura, D. S., Barrantes-Madrigal, J., Spínola-Parallada, M., y Ramírez-Alán, O. (2021). Vegetation, bird and soundscape characterization: a case study in Braulio Carrillo National Park, Costa Rica. *Biota Colombiana*, 22(1).
- Robert, A., Lengagne, T., Melo, M., Gardette, V., Julien, S., Covas, R., ... y Doutrelant, C. (2019). The theory of island biogeography and soundscapes: Species diversity and the organization of acoustic communities. *Journal of Biogeography*, 46(9), 1901-1911.
- Rodríguez, C., y Granados, I. G. (2017). Diversidad y abundancia de aves de la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes y su área de amortiguamiento, Costa Rica. *Pensamiento Actual*, 17(1), 74-95.
- Romero-Vargas, M., Bermúdez-Rojas, T., Duran-Apuy, A. y Alfaro-Sánchez, M. (2018). Estrategia de manejo para las áreas de protección y áreas verdes en la microcuenca del río Bermúdez y sus afluentes Pirro-Quebrada Seca-Burío, como contribución a la gestión ambiental del ecosistema urbano presente en el río Grande de Tárcoles.

- Documento Técnico. Propuesta de investigación. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 18 p.
- Romero-Vargas, M., Piedra-Castro, L., Villalobos-Chacón, R., Marín-Monge, R. y Núñez-Obando, F. (2011). Evaluación Ecológica Rápida De Un Ecosistema Urbano: El caso de la microcuenca del río Pirro. *Revista Geográfica de América Central*, 47(2): 41–70.
- Rosales-Maroto, L. (2012). Plan de Ordenamiento Territorial de la Gran Área Metropolitana 2011 – 2030. Documento técnico del Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo. Consultado el 4 de mayo 2016. Disponible desde http://www.mivah.go.cr/Documentos/potgam/PROPUESTAS-3_21_AGOSTO_2012.pdf
- Sagastume-Pinto, K. V. (2018). Análisis del paisaje sonoro en plantaciones de café de sombra con tres categorías de manejo en Guatemala. Tesis de Maestría para optar por el grado de Máster en Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Salvador-Rodríguez, J. C. (2019). Distribución espacio-temporal de la comunidad de aves y sus factores de influencia en el distrito de Cajatambo 2015-2016. Tesis para optar por el grado de Biología. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4267>
- Sánchez-Sibaja, G., Valle-Hidalgo, D., Feoli-Boraschi, S. y Murillo-Muñoz, J. (2016). Perfil de Corredor Biológico Interurbano Río Torres Reserva de la Biosfera. Documento técnico. Municipalidad de San José. Compañía Nacional de Fuerza y Luz. Disponible desde http://www.edumovil.com/conectividad_ecosistemas/wp-content/uploads/2017/11/Perfil_CBI-RT-RB_02-Mar-2017.pdf
- Schulze, C. H., Leidinger, P., Paces, B., y Páez, A. F. R. (2019). The importance of reforested and naturally regenerating young forest patches as secondary habitats for forest birds in the Biological Corridor La Gamba, Costa Rica. *Acta ZooBot Austria*, 156, 79-98.
- Sedláček, O., Vokurková, J., Ferenc, M., Djomo, E. N., Albrecht, T., y Hořák, D. (2015). A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich*, 86(3), 213-220.

- Sekercioglu, C. H., Primack R. B. y Wormworth, J. (2012) The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148: 1-18.
- Servat, G. P., Alcocer, R., Larico, M. V., Olarte, M. E., Linares-Palomino, R., Alonso, A., y Ledesma, K. (2018). The effects of area and habitat heterogeneity on bird richness and composition in high elevation wetlands (“Bofedales”) of the Central Andes of Peru. *Wetlands*, 38(6), 1133-1145.
- SINAC. (2008). Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de Corredores Biológicos en Costa Rica. SINAC-MINAE – 1 ed.- San José, C.R.: Comité de Apoyo a los corredores biológicos, 2008. 54 p.
- Solano-Monge, F. (2017). Propuesta de zonificación ambiental del corredor biológico interurbano río María Aguilar, Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(1): 33-50. doi:<http://dx.doi.org/10.15359/rca.51-1.3>.
- Squeo F. A., Cavieres, L. A., Arancio, G., Novoa, J. E., Matthei, O., Marticorena, C., Rodriguez, R., Arroyo, M. T. K. y Muñoz, M. (1998) Biodiversidad de la flora vascular de la Región de Antofagasta, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71: 571-591.
- Stiles, F. G., y Skutch, A. (2007). GuíaGuía de aves de Costa Rica. 4ta edición, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: INBio.
- Ström, C. (2013). Rapid biodiversity assessment of a Neotropical rainforest using soundscape recordings. Degree Thesis in Ecology, Master Degree. Umea Universitet, 24.
- Suri, J., Anderson, P. M., Charles-Dominique, T., Hellard, E., y Cumming, G. S. (2017). More than just a corridor: A suburban river catchment enhances bird functional diversity. *Landscape and Urban Planning*, 157, 331-342.
- Sutherland, W. (2006). *Ecological Census Techniques a handbook*. Second Edition. New York, United States of America: Cambridge University.
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I. y Roe, P. (2014). The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecological Informatics*. 21 (5): 110-119.
- Trautmann, S. (2018). Climate change impacts on bird species. In *Bird Species* (pp. 217-234). Springer, Cham.

- Trujillo-Acosta, A., Peraza-Estrella, M. J., Marina-Hipólito, J. G., y Boraschi, S. F. (2017). Evaluación del Corredor Interurbano Río Torres, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(34), 53. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v14i34.3001>
- Turner, A., Fischer M. y Tzanopoulos, J. (2018). Sound-mapping a coniferous forest— Perspectives for biodiversity monitoring and noise mitigation. *PLOS ONE*, 13(1): e0189843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189843>
- Van Wilgenburg, S. L., Pankratz, R. F., Hache, S., Sólymos, P., y Bayne, E. M. (2017). Potential benefits of augmenting road-based breeding bird surveys with autonomous recordings. *Avian Conservation and Ecology*, 12(2), art18. <https://doi.org/10.5751/ACE-01087-120218>
- Vargas-Masís, R., Piedra-Castro, L., y Bravo-Chacón, J. (2017). Avifaunal characterization of Corral de Piedra Palustrine Wetland, Nicoya, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 9(2), 236-246.
- Villanueva-Rivera, L. J., B. C. Pijanowski, J. Doucette, y B. Pekin. (2011). A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 26: 1233-1246. doi: 10.1007/s10980-011- 9636-9.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M., y Brazel, A. (2006). Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal behaviour*, 71(3), 491-502.
- Weber, S., y Litschke, T. (2008). Variation of particle concentrations and environmental noise on the urban neighbourhood scale. *Atmospheric Environment*, 42(30), 7179-7183. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.047>
- Whalen, C. E., Brown, M. B., McGee, J., Powell, L. A., y Walsh, E. J. (2019). Effects of wind turbine noise on the surrounding soundscape in the context of greater-prairie chicken courtship vocalizations. *Applied Acoustics*, 153, 132-139.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Young-Hong, J., He, J., Lam, B., Gupta, R., y Woon-Seng, G... (2017). Spatial Audio for Soundscape Design: Recording and Reproduction. *Applied Sciences*, 7(6): 627-649. <https://doi.org/10.3390/app7060627>

Anexos

Anexo 1. Lista de especies de la microcuenca del río Bermúdez. Monte de la Cruz = P1, Turales = P2, Cafetal 1 = P3, Cafetal 2 = P4, La Valencia = U1, UNA = U2, Pedregal 1 = U3 y Pedregal 2 = U4.

Familia	Taxa	Estatus	Sitio de observación
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	R	U3, U4
Cracidae	<i>Ortalis cinereiceps</i>	R	P3, P4, U1
Odontophoridae	<i>Dendrortyx leucophrys</i>	R	P1
	<i>Odontophorus leucolaemus</i>	R-END	P2
Columbidae	<i>Columba livia</i>	R	P3, U1, U2, U3, U4
	<i>Patagioenas flavirostris</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Patagioenas fasciata</i>	R	P2
	<i>Columbina inca</i>	R	P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Columbina passerina</i>	R	U1, U3
	<i>Columbina talpacoti</i>	R	U1
	<i>Leptotila verreauxi</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3
	<i>Zenaida asiatica</i>	R, M	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	R	P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	R	P4, U1
Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i>	R	P3, U2
Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	R	P1, P2, P4, U1, U3
	<i>Chaetura vauxi</i>	R	P3, P4, U3
Trochilidae	<i>Phaethornis guy</i>	R	P1, P2
	<i>Doryfera ludovicae</i>	R	P2
	<i>Colibri cyanotus</i>	R	P1, P2, P3, P4
	<i>Anthracothorax prevostii</i>	R	P3, U1, U2, U3, U4

	<i>Lampornis calolaemus</i>	R-END	P1, P2
	<i>Archilochus colubris</i>	M	P3
	<i>Selasphorus scintilla</i>	R-END	P1
	<i>Campylopterus hemileucurus</i>	R	P1, P2
	<i>Amazilia hoffmannii</i>	R	P3, P4, U2, U3, U4
	<i>Amazilia tzacatl</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Amazilia rutila</i>	R	U4
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	R	P3, P4, U1, U2, U3
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	R	P1, U3
	<i>Charadrius vociferus</i>	R, M	U1
Jacanidae	<i>Jacana spinosa</i>	R	U4
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	M	U3, U4
	<i>Tringa solitaria</i>	M	U3, U4
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	M	P1
	<i>Ardea alba</i>	R, M	P1, U2, U3
	<i>Egretta caerulea</i>	R, M	U4
	<i>Bubulcus ibis</i>	R, M	P3, U2
	<i>Butorides virescens</i>	R, M	U3
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	R	P1, P3, P3, U1, U3, U4
	<i>Cathartes aura</i>	R, M	P2, P3, P4, U1, U4
Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	M	P4
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	R	P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Accipiter bicolor</i>	R	P1
	<i>Buteo plagiatus</i>	R	P2, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Buteo platypterus</i>	M	P2, P3, P4
	<i>Buteo brachyurus</i>	R, M	P3, U1, U2, U4
	<i>Buteo jamaicensis</i>	R, M	P2, U3, U4
Trogonidae	<i>Trogon collaris</i>	R	P2
Momotidae	<i>Momotus lessonii</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	R	P3, U4
	<i>Chloroceryle americana</i>	R	P3, P4, U4

Semnornithidae	<i>Semnornis frantzii</i>	R-END	P2
Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	R	P2
Picidae	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	R-END	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Dryobates villosus</i>	R	P1
	<i>Dryocopus lineatus</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U4
Falconidae	<i>Herpotheres cachinnans</i>	R	P3
	<i>Micrastur ruficollis</i>	R	P1
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	R	P4, U1, U3, U4
	<i>Milvago chimachima</i>	R	U2, U4
	<i>Falco sparverius</i>	M	P1
	<i>Falco peregrinus</i>	M	U2
Psittacidae	<i>Psittacara finschi</i>	R-END	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Brotogeris jugularis</i>	R	P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Pionus senilis</i>	R	P1, P2, P3, P4, U2
	<i>Amazona albifrons</i>	R	U2, U3
	<i>Amazona autumnalis</i>	R	U2
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus argentifrons</i>	R-END	P2
Furnariidae	<i>Lepidocolaptes affinis</i>	R	P1, P2
	<i>Thripadectes rufobrunneus</i>	R-END	P1, P2
	<i>Premnoplex brunnescens</i>	R	P2
	<i>Margarornis rubiginosus</i>	R-END	P1, P2
	<i>Synallaxis brachyura</i>	R	P2
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	R	U1, U2
	<i>Pachyramphus versicolor</i>	R	P2
Tyrannidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	R	U1, U2, U3, U4
	<i>Camptostoma imberbe</i>	R, M?	U2, U4
	<i>Elaenia flavogaster</i>	R	P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Elaenia chiriquensis</i>	R	P2
	<i>Elaenia frantzii</i>	R	P1, P2

	<i>Zimmerius vilissimus</i>	R	U2
	<i>Attila spadiceus</i>	R	P2
	<i>Myiarchus crinitus</i>	M	P3, P4
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Megarynchus pitangua</i>	R	P1, P3, P4, U2, U3, U4
	<i>Myiozetetes similis</i>	R	P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	RR, M	P1, P2, P4, U2
	<i>Legatus leucophaeus</i>	RR, M	P3, U2
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Tyrannus tyrannus</i>	M	P3, P4
	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	R	P2
	<i>Contopus cooperi</i>	M	P1
	<i>Contopus sordidulus</i>	M, R?	P1, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Contopus virens</i>	M	P2, P3, P4, U2, U3, U4
	<i>Empidonax alnorum</i>	M	U2, U3, U4
	<i>Empidonax flavescens</i>	R	P1, P2
	<i>Sayornis nigricans</i>	R	P1, P2, P4, U2, U3, U4
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	R	U1
	<i>Pachysylvia decurtata</i>	R	P1, U2
	<i>Vireo flavifrons</i>	M	P4, U2, U3, U4
	<i>Vireo philadelphicus</i>	M	U1
	<i>Vireo olivaceus</i>	M	P4, U4
	<i>Vireo flavoviridis</i>	RR, M	P3, P4, U2
Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	R, M	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	R, M	U1, U2, U3, U4
	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	M	U3, U4
	<i>Hirundo rustica</i>	M	U1, U2, U3, U4

Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Troglodytes ochraceus</i>	R-END	P1
	<i>Cistothorus platensis</i>	R	P2
	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	R	P2, P3, P4, U2, U3, U4
	<i>Thryophilus rufalbus</i>	R	P3, U2
	<i>Cantorchilus modestus</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Henicorhina leucophrys</i>	R	P1, P2
Poliophtilidae	<i>Poliophtila plumbea</i>	R	U4
Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>	R	P1, P2, P3, U1, U2
	<i>Catharus fuscater</i>	R	P2
	<i>Catharus frantzii</i>	R	P2
	<i>Catharus ustulatus</i>	M	P3, P4
	<i>Turdus plebejus</i>	R	P1, P2
	<i>Turdus grayi</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	R	U3, U4
Ptilonotidae	<i>Phainoptila melanoxantha</i>	R-END	P2
	<i>Ptilionotus caudatus</i>	R-END	P1, P2
Fringillidae	<i>Chlorophonia callophrys</i>	R-END	P1, P2
	<i>Euphonia hirundinacea</i>	R	P3
Passerellidae	<i>Pselliophorus tibialis</i>	R-END	P2
	<i>Pezopetes capitalis</i>	R-END	P1
	<i>Arremon brunneinucha</i>	R	P1, P2
	<i>Atlapetes albinucha</i>	R	P2, P3
	<i>Melospiza leucotis</i>	R	P1, P2, P3, P4, U2
	<i>Melospiza cabanisi</i>	R-END	U1, U2
	<i>Zonotrichia capensis</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2
	<i>Chlorospingus flavopectus</i>	R	P1, P2
Icteridae	<i>Sturnella magna</i>	R	U1, U2, U3, U4
	<i>Psarocolius montezuma</i>	R	U1
	<i>Icterus spurius</i>	M	U2

	<i>Icterus galbula</i>	M	P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Molothrus aeneus</i>	R	U1
	<i>Dives dives</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	M	P3, U1, U3, U4
	<i>Vermivora chrysoptera</i>	M	P1
	<i>Mniotilta varia</i>	M	P1, P2
	<i>Protonotaria citrea</i>	M	P2, P3, P4
	<i>Oreothlypis gutturalis</i>	R-END	P2
	<i>Oreothlypis peregrina</i>	M	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Geothlypis poliocephala</i>	R	U4
	<i>Setophaga fusca</i>	M	P1, P2, P3
	<i>Setophaga petechia</i>	R, M	P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Setophaga pensylvanica</i>	M	P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Setophaga virens</i>	M	P1, P2
	<i>Basileuterus rufifrons</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Cardellina canadensis</i>	M	P1, P4
	<i>Cardellina pusilla</i>	M	P1, P2, P3
	<i>Myioborus miniatus</i>	R	P1, P2
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	M	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Piranga bidentata</i>	R	P1, P3
	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	M	U1, U4
	<i>Passerina caerulea</i>	R, M	P3
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	R	P1, P2, P3, P4, U1, U2, U3, U4
	<i>Tangara dowii</i>	R-END	P2
	<i>Volatinia jacarina</i>	R	P2, U1, U2, U3
	<i>Tiaris olivaceus</i>	R	P2, U2

	<i>Sporophila corvina</i>	R	P2, U1, U2
	<i>Sporophila morelleti</i>	R	U1
	<i>Saltator atriceps</i>	R	P3, P4
	<i>Saltator maximus</i>	R	P3, U1
	<i>Saltator coerulescens</i>	R	P1, P3, P4, U1, U2, U3, U4