



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

**Conectividad de los colibríes (Aves: Trochilidae)
en la región Centrosur de México**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
BIÓLOGA**

**PRESENTA:
HERNÁNDEZ TORRES EVELYN ISABEL**

**DIRECTORA DE TESIS
DRA. TANIA GARRIDO GARDUÑO**



Facultad de Estudios Superiores
IZTACALA

Av. de los Barrios, Los Reyes Ixtacala,
Tlalnepantla de Baz, México.

Noviembre, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

Agradecimientos académicos

A mi tutora, la Dra. Tania Garrido Garduño, por compartirme sus conocimientos, brindarme su tiempo y orientarme para la realización de este proyecto.

A mi comité tutorial, la Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga, la Dra. Patricia Ramírez Bastida, el Dr. Francisco Alberto Rivera Ortiz y el Dr. Julián Andrés Velasco Vinasco, por su orientación y apoyo que enriquecieron esta tesis.

A aquellos profesores como el Dr. Carlos Alejandro Luna Aranguré, el Dr. David Alexander Prieto Torres, el Dr. Armando Sunny Garcia Aguilar, entre otros, que me escucharon y ofrecieron un consejo para mejorar el proyecto.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala por brindarme los recursos necesarios para mi formación académica, así como a los profesores que han sido parte importante en mi formación a lo largo de todos estos años, y que han generado que la experiencia de aprender sea muy satisfactoria.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por ofrecer grandes oportunidades a sus estudiantes, las cuáles me han permitido crecer como persona.

Agradecimientos personales

A mis papás, por brindarme su amor y su apoyo a lo largo de todos estos años, por darme la oportunidad de estudiar a pesar de los sacrificios que hicieron para hacer esto posible, por cuidarme y siempre desear lo mejor para mí y mis hermanos. Gracias por apoyar mis decisiones.

A mis hermanos, Pepe, Diana, Ana y Adolfo, por alegrar mis días y siempre estar dispuestos a escucharme, por su apoyo incondicional.

A mi tutora Tania, por brindarme su apoyo de todas las formas en que le fue posible, por su paciencia a lo largo de todo este proceso, por escuchar mis metas y animarme a cumplirlas, por creer en mí, por ser un ejemplo a seguir.

A Daniel, por creer en mí, por tu cariño, comprensión y apoyo durante estos años.

A Erick, por haberme brindado una amistad tan genuina, por tu confianza y apoyo, algún día nos volveremos a encontrar.

A mis amigas de la licenciatura Deni, Dani y Monse por compartir conmigo grandes aventuras y por aliviar el estrés de la carrera con momentos llenos de diversión y risas, a mis amigos Oliver, Lalo y Shamed por ser parte de algunos de esos momentos.

A mis compañeros del laboratorio de Evolución, Ecología y Genética de las Interacciones, por su disposición para escuchar mis ideas, por darme sus puntos de vista del proyecto, por crecer juntos durante esta etapa.

Índice

Resumen	7
Introducción	9
Justificación	17
Objetivos	17
<i>Objetivo general</i>	17
<i>Objetivos particulares:</i>	17
Hipótesis	17
Material y Método	18
<i>Área de estudio</i>	18
<i>Datos de presencia</i>	19
<i>Variables ambientales</i>	20
<i>Selección de variables para los modelos de nicho de los colibríes</i>	22
<i>Modelo de nicho ecológico</i>	22
<i>Modelos de conectividad</i>	25
Resultados y Discusión	27
<i>Datos de presencia</i>	27
<i>Modelos de nicho ecológico</i>	28
<i>Modelos de conectividad</i>	34
<i>Mapa consenso</i>	50
<i>Recomendaciones</i>	52
Conclusión	53
Literatura Citada	54
Anexos	68

Índice de tablas

Tabla 1. Datos de presencia de las especies antes y después de eliminar duplicados.

Tabla 2. Valores de AUC de cada especie.

Tabla 3. Primeras tres variables con mayor porcentaje de contribución al modelo de nicho ecológico de cada una de las especies.

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio.

Figura 2. Modelos de nicho ecológico de las 16 especies de colibríes.

Figura 3. Mapas de conectividad de dos especies: A) *Saucerottia beryllina*, B) *Cynanthus latirostris*.

Figura 4. Mapas de conectividad de dos especies: A) *Leucolia violiceps*, B) *Lampornis amethystinus*.

Figura 5. Mapas de conectividad de cuatro especies: A) *Selasphorus heloisa*, B) *Colibri thalassinus*, C) *Eugenes fulgens*, D) *Lampornis clemenciae*.

Figura 6. Mapas de conectividad de una especie: A) *Tilmatura dupontii*.

Figura 7. Mapas de conectividad de tres especies: A) *Calothorax lucifer*, B) *Archilochus alexandri*, C) *Archilochus colubris*.

Figura 8. Principales sistemas montañosos y parques nacionales que podrían ser barreras físicas en el área de estudio para los colibríes.

Figura 9. Mapas de conectividad de una especie: A) *Selasphorus platycercus*.

Figura 10. Mapas de conectividad de tres especies: A) *Selasphorus calliope*, B) *Selasphorus sasin*, C) *Selasphorus rufus*.

Figura 11. Mapa consenso de la conectividad de las 16 especies de colibríes distribuidos en la región Centrosur de México.

Resumen

La conectividad es el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de la biota a través del hábitat. Con una mayor conectividad de las poblaciones el flujo genético es posible, y, por lo tanto, aumenta la diversidad genética. En entornos urbanos, varias características del paisaje pueden facilitar el movimiento de los individuos (espacios verdes, alcantarillas, túneles del metro, entre otros), mientras que otros actúan como barreras (carreteras y edificios). Uno de los grupos de aves que encontramos en las ciudades son los colibríes, para los cuales, la presencia de vegetación, así como de otras variables ambientales, son importantes para la dispersión, reproducción y alimentación; por lo que en este trabajo evaluamos la conectividad del paisaje de 16 especies de colibríes que habitan en la región Centrosur de México. Para ello, se utilizaron datos de presencia de GBIF para cada una de las especies de colibríes, 19 capas ambientales, capas de uso del suelo y de la altura del dosel, para realizar modelos de nicho ecológico en Maxent, donde se encontró que la temperatura media del intervalo diurno, la precipitación del trimestre más frío y la temperatura estacional fueron las variables más relevantes para la mayoría de las especies. Posteriormente, se realizó un análisis de conectividad para cada especie, donde encontramos, que *Saucerottia beryllina* y *Cyananthus latirostris* presentan una mayor conectividad en el centro y norte de la CDMX, mientras que *Leucolia violiceps* y *Lampornis amethystinus* en el norte del estado de Morelos. Por otro lado, podría haber una barrera física (El Ajusco, Volcán Pelado, Volcán Tláloc y Volcán Chichinautzin) para *Calothorax lucifer*, *Archilochus colubris*, *Archilochus alexandri* y *Selasphorus heloisa* la cual interrumpe su conectividad, contrario a lo que sucede en *Colibri thalassinus*, *Selasphorus platycercus*, *Eugenes fulgens*, *Lampornis clemenciae*, donde parece ser que la barrera no genera problemas en su conectividad. Finalmente, para *Selasphorus calliope*, *Selasphorus sasin*, *Selasphorus rufus* y *Tilmatura dupontii* se encontró la presencia de varios parches con conectividad entre ellos. De acuerdo con nuestros resultados concluimos que la conectividad del paisaje de los colibríes difiere para cada especie, además, la precipitación y la temperatura a lo largo del día o en un

periodo determinado son variables importantes para la idoneidad del nicho de los colibríes, por lo que podrían ser susceptibles al efecto del cambio climático global.

Palabras clave: conectividad, antropización, paisaje, *Trochilidae*.

Introducción

La conectividad y el paisaje

La conectividad es definida como el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de los individuos de las especies entre fragmentos de hábitat (Taylor et al., 1993). Con una mayor conectividad entre las poblaciones el flujo genético (movimiento de genes o alelos entre poblaciones), es mayor y, por lo tanto, se reduce el riesgo de depresión endogámica y aumenta la diversidad genética (Ingvarsson, 2001; Munshi-South y Richardson, 2020).

Se reconocen dos tipos de conectividad: 1) La conectividad estructural que está integrada por la composición (parches de vegetación, tamaño del parche, dominancia) y la configuración del paisaje, la cual se refiere a cómo los elementos del paisaje (temperatura, precipitación, ríos, montañas, carreteras, caminos, etcétera) están distribuidos en el espacio y la 2) La conectividad funcional que se refiere a la respuesta en el movimiento de los individuos de cada especie ante la estructura física del paisaje, lo que podría permitir el flujo genético entre poblaciones (Alonso et al., 2017).

El paisaje tiene diversas definiciones, desde una perspectiva ecológica es un sistema de patrones y procesos que interactúan a cualquier escala espacial o temporal (Balkenhol et al., 2016). Entre estos procesos podemos incluir las interacciones inter e intraespecíficas, así como los factores abióticos que lo componen, incluidos los de carácter natural, o los inducidos por actividades antrópicas (Armenteras y Vargas, 2016). También se puede definir como un espacio en la superficie de la Tierra, que consiste en un complejo de sistemas formados por la actividad de factores bióticos y abióticos (Zonneveld, 1989).

Desde la perspectiva de un organismo, el paisaje puede considerarse como una distribución heterogénea de recursos y condiciones que definen su hábitat (Balkenhol et al., 2016). En la actualidad podemos hablar del paisaje urbano (área urbana) definido como el reemplazo definitivo de todos los elementos naturales (suelo, sistema hidrológico, vegetación y fauna) por elementos artificiales como

carreteras, red de alcantarillado, aparatos de iluminación, construcción de viviendas, entre otros (Szulkin et al., 2020).

El paisaje urbano

Se sabe que el paisaje urbano es dinámico, es decir, cambia y evoluciona a lo largo del tiempo dependiendo de las necesidades del ser humano (Zubelzu y Allende, 2015). Considerando que más de la mitad de la población mundial vive en ciudades y que se estima un aumento en la densidad poblacional (United Nations, 2018), la urbanización se ha estado intensificando y extendiendo por todo el mundo (Lambert y Donihue, 2020).

Los cambios más claros en el paisaje causados por la urbanización son el aumento de superficies impermeables (como edificios y carreteras), el incremento en la temperatura y la contaminación del aire, el ruido y la luz, así como la intensificación en la gestión de la tierra y la transformación de áreas naturales para la agricultura, la producción forestal y los asentamientos humanos (Grimm et al., 2008; Johnson y Munshi-South, 2017). Estos múltiples cambios han tenido como consecuencia mayor presencia de especies invasoras, menor diversidad y abundancia de algunas especies nativas (McKinney, 2008; Aronson et al., 2014), una pérdida de diversidad filogenética dentro de las comunidades (Knapp et al., 2020) y una mayor fragmentación del hábitat (Dobbs et al., 2017).

A su vez, la fragmentación en las ciudades puede tener efectos negativos en las especies (Santangelo et al., 2020), por ejemplo, la contaminación lumínica interrumpe los ciclos naturales de luz/oscuridad, mientras que la contaminación acústica puede interrumpir la comunicación entre las especies, por otro lado, la contaminación química en el aire, el agua o el suelo puede influir en la fisiología y supervivencia de los organismos (Isaksson, 2015). Sin embargo, a pesar de los efectos negativos que provoca la fragmentación, algunas especies pueden no verse afectadas en los paisajes urbanos (Szulkin et al., 2020). Se ha demostrado en una serie de investigaciones recientes que las especies que habitan en las ciudades son capaces de cambiar rápidamente en respuesta a entornos antropogénicos (Keller y

Largiadér, 2003; Noël et al., 2007; Munshi-South et al., 2016; Lambert y Donihue, 2020; Rivkin y Johnson, 2022).

Además, se ha observado que las áreas urbanas pueden servir como refugios para las especies, particularmente cuando el paisaje no urbano circundante está muy alterado por la agricultura, la silvicultura u otros usos del suelo (Baldock et al., 2015; Knapp et al., 2020). Algunas especies como las comensales, también llamadas antrodependientes o explotadoras urbanas, aprovechan los desechos y prosperan en las ciudades junto con los humanos y su infraestructura (Munshi-South y Richardson, 2020).

Componentes del paisaje urbano

El paisaje urbano está conformado por los siguientes componentes: 1) la matriz urbana, la cual es definida como el tipo de cobertura dominante en términos de área, grado de continuidad y presión ejercida sobre los demás elementos del paisaje (Correa-Ayram et al., 2012), 2) las manchas de vegetación, las cuales se pueden distinguir en el territorio porque son parches verdes muy fragmentados, pequeños y aislados (Subirós et al., 2006; Lepczyk et al. 2016), 3) los corredores de vida silvestre, que se definen como un hábitat funcional que conecta dos parches de hábitat (Vergnes et al., 2013) y 4) finalmente la heterogeneidad ambiental como podría ser la temperatura, humedad y precipitación.

Los parches verdes funcionan como redes conectadas, donde los parques de la ciudad, los jardines, cementerios u otros terrenos no construidos tienen efectos positivos cuantificables sobre la biodiversidad (Goddard et al., 2010). Por otro lado, algunos elementos del paisaje interrumpen la conexión entre parches y actúan como barreras, por ejemplo, las carreteras y los edificios; sin embargo, para algunas especies otros elementos pueden funcionar como corredores de vida silvestre, por ejemplo, las alcantarillas, los túneles del metro y los cruces de carreteras (Lambert y Donihue, 2020).

Los corredores desempeñan un papel fundamental debido a que reducen el efecto del aislamiento por distancia, el cual, determina la presencia de un menor flujo genético entre las poblaciones de los fragmentos más aislados (Tejada et al., 2013; Beninde et al., 2015). Por su importancia, los corredores y los parches verdes son una característica destacada en la planificación urbana y parecen ser una herramienta útil para mejorar la biodiversidad en los espacios verdes urbanos (Subirós et al., 2006; Vergnes et al., 2013), de esta forma, las intervenciones para cambiar su extensión, calidad o disposición espacial influirán en el movimiento de los organismos, y por lo tanto de sus genes, permitiendo que los individuos no queden total o parcialmente aislados (Munshi-South, 2012; Strohbach et al., 2013).

Paisaje urbano y las aves

Recientemente han aumentado los estudios que ayudan a entender como es la dinámica entre el paisaje urbano y las especies que habitan en él (Anexo 1), pero todavía falta explorar una gran diversidad de organismos, entre ellos, el grupo de las aves (Aronson et al., 2014; Havlíček et al., 2021; Villaseñor et al., 2021; Díaz et al., 2022; Graviola et al., 2022). Hasta ahora se reporta que algunas especies de aves prosperan actualmente en las ciudades, debido a que se han adaptado a los entornos urbanos a través de respuestas conductuales, fisiológicas, morfológicas y evolutivas (McDonnell y Hahs, 2015).

Algunos de los estudios ecológicos realizados con aves que habitan en ambientes urbanos son: El caso del gorrión común (*Passer domesticus*), en donde evaluaron la relación que existe entre las características del hábitat (vegetación, infraestructura urbana, actividad humana, abundancia de depredadores) y la abundancia de *P. domesticus* en distintos usos de suelo urbano en la Ciudad de México. Encontraron que el número de individuos fue mayor en las zonas con altos niveles de disturbio antropogénico, mientras que, su abundancia fue menor en las áreas verdes (Ortega-Álvarez R. y I. MacGregor-Fors, 2011). Otro ejemplo es el de los carboneros (*Parus major*) estudiados en Leiden, Holanda, en los que compararon la amplitud de ruido de los individuos entre diferentes territorios. Encontraron variaciones en sus cantos, siendo desde muy silenciosos en áreas residenciales hasta extremadamente

ruidosos cerca de una autopista o un cruce transitado (Slabbekoorn y Peet, 2003; Macdonell y MacGregor, 2016).

Además, se ha encontrado que algunas especies de aves nativas son incapaces de invadir áreas urbanas con éxito, debido a la falta de recursos y/o condiciones de hábitat adecuadas, por lo que generalmente están ausentes en sitios altamente desarrollados (Blair, 2004; Clergeau et al., 2006; Ortega-Álvarez R. y I. MacGregor-Fors, 2009). Por otro lado, los estudios de genética del paisaje, el área de estudio en la que se evalúa el efecto del paisaje en la estructura genética de las poblaciones, a través de la conectividad demuestran que en las aves (con alta movilidad) puede existir estructuración genética, ya que el vuelo no brinda una capacidad de dispersión alta o independiente al paisaje (Kozakiewicz et al., 2018).

Un estudio bajo este enfoque es el realizado por Unfried et al. (2013) en el que evaluaron el grado de conectividad del gorrión cantor (*Melospiza melodia*) entre sitios localizados en el área metropolitana en Seattle, USA y encontraron que existe una relación positiva entre la diferenciación genética y las distancias de resistencia; indicando que la conectividad del gorrión cantor se ha reducido por la urbanización, prediciendo un aumento de esta pérdida en un futuro. Otro estudio es el de Xu et al. (2019), en el que analizaron la conectividad funcional de una red de hábitats de la ruta migratoria de ocho aves acuáticas (Anseriformes) de Asia oriental-Australasia. Sus resultados mostraron que la pérdida del hábitat y el tamaño poblacional disminuyen significativamente por la reducción en la conectividad en las redes de migración.

Finalmente, en un estudio de conectividad comparada realizado por Doerr y colaboradores (2011) en Nueva Gales del Sur, Australia, con cinco especies de aves: corretroncos pardo (*Climacteris picumnus*), petroica amarilla (*Eopsaltria australis*), corretroncos gorjiblanco (*Cormobates leucophaeu*), mielero fusco (*Lichenostomus fuscus*) y mielero empenachado (*L. penicillatus*). Encontraron que las estrategias de movimiento de estas especies son muy similares, además los corredores que utilizan no sólo son formados por caminos, sino que también pueden ser árboles, arroyos, entre otros elementos del paisaje.

Pero a pesar de que los estudios en este grupo han aumentado, sigue existiendo un sesgo taxonómico negativo hacia estudios de conectividad estructural y/o funcional de las aves en las ciudades, porque se les percibe particularmente como especies móviles, al tener la capacidad de volar y, por lo tanto, se considera que están menos limitadas por las características del paisaje (Hillman et al., 2014). Dado que se desconocen las respuestas en la conectividad de las aves ante la urbanización, los estudios del efecto del paisaje urbano sobre este grupo cada vez son más necesarios, en especial si consideramos que, de las 10993 especies de aves reconocidas en todo el mundo, 2041 especies (20%) se encuentran en las principales ciudades (Aronson et al., 2014; Kozakiewicz et al., 2018; Gill et al., 2022).

Los colibríes en las ciudades

Un grupo de aves bien identificado dentro de las ciudades es el de los colibríes, los cuáles, llevan a cabo un eco-servicio importante, ya que la polinización es una de sus principales funciones en los ecosistemas, siendo capaces de polinizar más de 1000 especies de flores distintas (Restrepo y Monroy, 2020).

Los colibríes pertenecen al orden Apodiformes y a la familia Trochilidae. Se caracterizan por el peculiar color iridiscente de su plumaje, sus ornamentaciones, y los picos largos y delgados. Pueden batir sus alas hasta 70 veces por segundo y volar en todas direcciones, incluso hacia atrás o mantener un vuelo estático. En México, la mayoría de los colibríes pesan alrededor de 5 gramos y miden 12 centímetros de longitud. Algunas especies presentan picos especializados a un determinado tipo de flor, aunque, también existen especies generalistas, son atraídos principalmente por flores de color rojo o naranja brillante. Gastan una increíble cantidad de energía, por lo que diariamente requieren la mitad de su peso en azúcar. Están ajustados a distintos gradientes altitudinales (desde los 0 hasta los 4500 msnm) y a una gran diversidad de ambientes: selvas húmedas, bosques templados, zonas costeras, desiertos e incluso dentro de las ciudades (Torres y Navarro- Sigüenza, 2000; Ramos et al., 2009).

En el mundo hay alrededor de 330 especies de colibríes (Arizmendi y Berlanga-García, 2014) muchas de ellas presentes e incluso beneficiadas por las ciudades, por ejemplo, el colibrí de Anna (*Calypte anna*) distribuido en la costa oeste de América del Norte. Esta especie ha colonizado lugares más fríos a lo largo del tiempo, porque se ha beneficiado por los sitios con mayor densidad de viviendas y con comederos de néctar brindados por las personas (Greig et al. (2017). De tal forma que, se piensa que los colibríes están adaptándose a vivir en las ciudades porque son capaces de aprovechar recursos alternativos como por ejemplo los bebederos artificiales (Arizmendi et al., 2008).

En México se reconocen 58 especies de colibríes, 17 de ellas se encuentran en la región Centrosur de México en donde está inmersa una de las ciudades más pobladas del mundo (Zhao et al., 2017). En esta región se reportan 17 especies de colibríes, diez son residentes: *Basilinna leucotis*, *Colibri thalassinus*, *Cyananthus latirostris*, *Eugenes fulgens*, *Lampornis amethystinus*, *Lampornis clemenciae*, *Leucolia violiceps*, *Saucerottia beryllina*, *Selasphorus heloisa*, *Tilmatura dupontii* y siete son migratorias: *Archilochus alexandri*, *Archilochus colubris*, *Calothorax lucifer*, *Selasphorus calliope*, *Selasphorus platycercus*, *Selasphorus rufus*, *Selasphorus sasin* (Torres y Navarro- Sigüenza, 2000; Arizmendi y Berlanga-García, 2014; CONABIO, 2015, Anexo 2).

En la región Centrosur de México formada por el Estado de México, Morelos y la Ciudad de México (CDMX), los colibríes han optado por el uso de bebederos artificiales dependiendo de la cantidad de flores en los bosques (Vidal, 2018). No obstante, la disponibilidad de los recursos depende en gran medida de las condiciones ambientales, por lo tanto, en especies como *Eugenes fulgens* una especie adaptada al bosque, la pérdida de estos ambientes podría afectar drásticamente su tamaño poblacional a lo largo de su rango de distribución. Contrario a lo que sucedería con *Lampornis amethystinus*, en la que se ha reportado que, con la escasez de alimento, esta especie puede dirigirse o moverse hacia otros ambientes (Partida, 2012).

También se ha encontrado cambios en las interacciones entre especies como es el caso de *Cyananthus latirostris* y *Saucerottia beryllina* en la CDMX. Estas dos especies han presentado cambios en su comportamiento, por ejemplo, existe el desplazamiento de la especie *Cyananthus latirostris* debido al incremento poblacional de la especie *Saucerottia beryllina* favorecida por las perturbaciones ambientales en las ciudades (Arizmendi, <https://www.youtube.com/watch?v=eDMdyMPwpm>).

Pero a pesar de la capacidad de las especies para moverse a otros sitios, las zonas urbanas se expanden (Lambert y Donihue, 2020) lo que fragmenta el hábitat en parches aislados, disminuyendo la cantidad total de hábitat disponible para las especies (Kurki et al., 2000; Fahrig, 2003; Noël et al., 2007). Y aunque se ha observado que los colibríes utilizan los espacios verdes urbanos, tales como áreas naturales protegidas, parques urbanos, jardines urbanos y calles con árboles, los cuáles permiten el desplazamiento de las especies (Marín et al., 2022), aún no se ha realizado un estudio que evalúe la conectividad estructural de los colibríes en la región Centrosur de México. Por lo tanto, debido a que las actividades antrópicas generan cambios en la biodiversidad, es de gran interés conocer la matriz del paisaje urbano (uso de suelo, carreteras, cuerpos de agua, temperatura, entre otros), que permita saber el movimiento o restricción de los individuos de colibríes en las poblaciones en esta matriz urbana (Szulkin et al., 2020).

Justificación

En las ciudades existen una gran cantidad de especies adaptadas al paisaje urbano (Knapp et al., 2020), sin embargo, la estructura del paisaje urbano es constantemente modificada, estas alteraciones generan cambios en la distribución, comportamiento y evolución de las especies. Debido a esto es importante conocer la conectividad del paisaje de las diferentes especies de colibríes distribuidas en la región Centrosur de México, para analizar e inferir de manera indirecta la dispersión y el posible flujo genético entre las poblaciones.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la conectividad de los colibríes a través del paisaje urbano en la región Centrosur de México, para determinar si el paisaje permite o limita la dispersión de los colibríes.

Objetivos particulares:

1. Identificar las variables ambientales que más influyen en la conectividad de los colibríes, para deducir los efectos que podrían existir ante el cambio de estas variables.
2. Realizar modelos de nicho ecológico y mapas de resistencia, para relacionar los datos de presencia con el ambiente urbano.
3. Evaluar la conectividad del paisaje urbano de los colibríes distribuidos en la región Centrosur de México.

Hipótesis

Considerando que en el paisaje urbano existe heterogeneidad ambiental debido a la disposición espacial de los elementos del paisaje como las variables ambientales (temperatura, precipitación) y la disposición de la vegetación y/o uso de suelo, se espera una mayor conectividad en aquellos sitios donde haya una mayor idoneidad

del nicho y disponibilidad de la vegetación representada en el paisaje urbano por las áreas naturales protegidas, parques y jardines urbanos.

Material y Método

Área de estudio

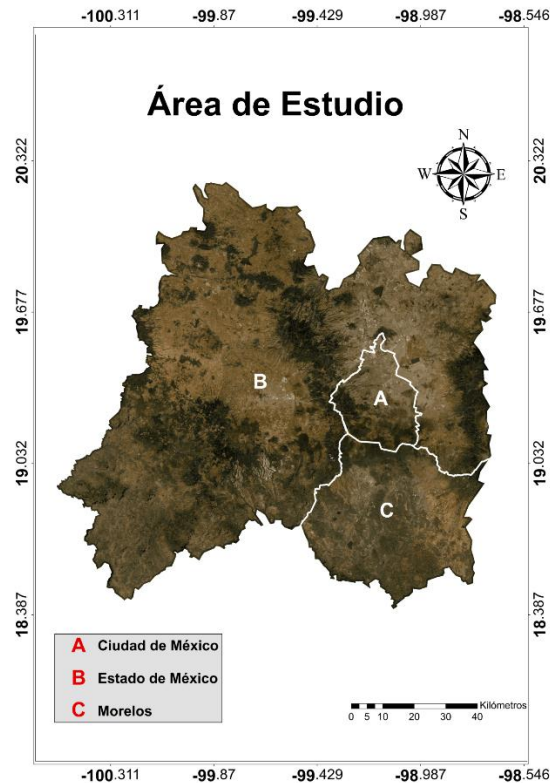


Figura 1. Área de estudio.

La región Centrosur de México está formada por Morelos, el Estado de México y la Ciudad de México (INAH, 2011; Aldana-Godínez, 2013, Figura 1). La Ciudad de México (CDMX), se encuentra dentro de la Cuenca de México ubicada en el Eje Neovolcánico Transversal y está rodeada de zonas montañosas que se comparten con el Estado de México, como son: las sierras del corredor Ajusco-Chichinautzin con una altitud de 3,900 metros (SEDEMA, 2015).

En la CDMX predomina el clima templado con una temperatura media anual de 15°C y una precipitación promedio de 709 mm. Los tipos de vegetación son: matorral xerófilo, pastizal, bosque de pino, oyamel, pino-encino y encino (INEGI, 2021b). La densidad poblacional en promedio es de 6163.3 habitantes por kilómetro cuadrado,

lo que ha provocado que los procesos de urbanización aumenten la construcción de un gran conglomerado de viviendas, que han generado una gran vulnerabilidad en los ecosistemas inmersos en esta ciudad (Ezcurra et al., 1991; Hernández y Henze, 2007; INEGI, 2020; INEGI, 2021; SEMARNAT, 2022).

En el Estado de México el clima predominante es templado subhúmedo, aunque también podemos encontrar árido, semiárido y semifrío, cuenta con una temperatura media anual desde los 28 °C para las áreas bajas del suroeste, hasta los 8 °C en las principales zonas montañosas, la precipitación promedio anual es de 864 mm (SEMARNAT, 2007). Los tipos de vegetación son bosques de pino, encino y oyamel, bosque mesófilo de montaña, matorrales xerófitos, selva baja caducifolia, pastizales naturales, pastizales de alta montaña y vegetación acuática. Se caracteriza por ser el estado más poblado del país, con una densidad poblacional de 760.2 habitantes por kilómetro cuadrado (SEMARNAT, 2007; Secretaría del Medio Ambiente, 2008; INEGI, 2020).

El Estado de Morelos presenta un clima cálido subhúmedo, frío subhúmedo, semifrío subhúmedo, templado subhúmedo y semicálido subhúmedo (INEGI, 2013). Tiene una temperatura media anual de 21.5 °C y una precipitación media anual de 971 mm. Los tipos de vegetación que se encuentran son bosque de coníferas, bosque de encino, bosque mesófilo de montaña, bosque tropical caducifolio, pastizal, zacatonal, bosque de galería y vegetación acuática. En este estado, se estima que por cada kilómetro cuadrado se encuentran 404.1 habitantes en promedio. Cabe mencionar que, a lo largo de nuestra área de estudio, la población no está distribuida uniformemente (CONABIO-UAEM, 2004; INEGI, 2013; INEGI, 2020).

Datos de presencia

En la región Centrosur de México se encuentran 17 especies de colibríes, sin embargo, en este estudio sólo se trabajó con 16 especies debido a que *Basilinna leucotis* no tenía datos suficientes para los análisis. (11 datos, se necesitan al menos

20 datos para utilizar los modelos). Las 16 especies de colibríes que se analizaron en este estudio son: *Archilochus alexandri*, *Archilochus colubris*, *Calothorax lucifer*, *Colibri thalassinus*, *Cynanthus latirostris*, *Eugenes fulgens*, *Lampornis amethystinus*, *Lampornis clemenciae*, *Leucolia violiceps*, *Saucerottia beryllina*, *Selasphorus calliope*, *Selasphorus heloisa*, *Selasphorus platycercus*, *Selasphorus rufus*, *Selasphorus sasin* y *Tilmatura dupontii* (Tabla 1). Se obtuvieron los datos de presencia desde los años 1930-2019 a partir del portal digital de la CONABIO (<https://www.gob.mx/conabio>) y de GBIF (<https://www.gbif.org/>). Entre las funciones principales de la CONABIO están instrumentar y operar el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), en el que se recopilan las bases de datos de varias especies (<https://www.snib.mx/>). Por otro lado, GBIF es una organización internacional destinada a proporcionar datos gratuitos de cualquier tipo de forma de vida que hay en el mundo (<https://www.gbif.org/>).

Una vez que se obtuvieron las bases de datos, el criterio para su limpieza fue: eliminar los puntos georreferenciados fuera del área de estudio, así como aquellos que no tenían coordenadas geográficas. Posteriormente, se utilizó NicheToolBox (<http://shiny.conabio.gob.mx:3838/nichetoolb2/>) (Osorio-Olvera et al., 2020), una herramienta que facilita el análisis de los datos para entender y visualizar un nicho ecológico, en donde se eliminaron los datos duplicados con una distancia umbral (δ) de 0.00833. Posteriormente visualizamos estos datos en el programa ArcMap.

Variables ambientales

Se obtuvieron las 19 variables ambientales de WorldClim v2.1, un sitio que promedia conjuntos de datos climáticos a nivel mundial de los años 1970 a 2000, de alrededor 9000 - 60000 estaciones meteorológicas. Se utilizaron todas las capas ambientales a una resolución espacial de 1km² aproximadamente (Anexo 3). Aparte de las variables ambientales también se consideró el modelo digital de elevación y las capas de la velocidad del viento (https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html#google_vignette). La variable de

viento se realizó a partir del promedio de las capas registradas para los doce meses, de esta forma, obtuvimos únicamente un mapa (https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html#google_vignette; Fick y Hijmans, 2017; CRRH, 2020).

Se utilizó un mapa de altura del dosel obtenido del Global Land Analysis & Discovery (GLAD), el departamento de Ciencias Geográficas de la Universidad de Maryland enfocada a investigar métodos, causas e impactos del cambio global en la superficie terrestre, a través de imágenes integradas por los datos del Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) y las imágenes satelitales del Landsat (<https://glad.umd.edu/dataset/gedi>).

Además, se incluyó un mapa de la cobertura del suelo obtenido de la Comisión para la Cooperación Ambiental (<http://www.cec.org/es/atlas-ambiental-de-america-del-norte/cobertura-del-suelo-2015-landsat-y-rapideye-30m/>). El Sistema de Monitoreo del Cambio en la Cobertura del Suelo de América del Norte (NALCMS, por sus siglas en inglés) en una iniciativa conjunta impulsada por la CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental) en colaboración con otras instituciones, las cuales crearon un mapa de la cobertura del suelo de América del Norte, con una resolución espacial de 30 metros, que ofrece una imagen de la cubierta de la superficie terrestre obtenida con imágenes del sensor Landsat sobre Canadá y los Estados Unidos; y el sensor RapidEye sobre México (<http://www.cec.org/es/atlas-ambiental-de-america-del-norte/cobertura-del-suelo-2015-landsat-y-rapideye-30m/>).

El mapa de la cobertura del suelo está compuesto de 19 variables (Anexo 4) representadas en capas, para el área de estudio sólo se consideraron 12 de ellas (Anexo 5). Fue necesario separar estas capas del mapa consenso, para de esta forma, obtener cada variable de manera independiente, este procedimiento se llevó a cabo en el programa ArcMap donde se obtuvieron capas en formato shape, que luego fueron transformadas a ráster con ayuda de R y posteriormente, se realizó una reclasificación de estas capas en el programa TerrSet-IDRISI (Anexo 6).

Cabe mencionar, que también se utilizaron algunos mapas para la interpretación de los resultados: un mapa de las áreas naturales protegidas de la CDMX y del área de estudio (CONABIO, 2020; SEDEMA, 2020a), parques verdes en la CDMX (SEDEMA, 2020b) y un modelo digital de elevación el cuál fue reclasificado para resaltar sistemas montañosos con altitudes entre los 3000 y 5000 msnm (INEGI, 2022), que representarían una barrera para los colibríes.

Selección de variables para los modelos de nicho de los colibríes

Se realizó un análisis de correlación entre las 19 variables ambientales, para determinar si las variables son independientes una de la otra (Badii et al., 2007, Anexo 7), dicho análisis se realizó en el programa NicheToolBox (Osorio-Olvera et al., 2020). Este análisis permitió elegir aquellas variables no correlacionadas una respecto a la otra. Las capas no correlacionadas fueron recortadas en el programa ArcMap, ajustándose al tamaño del área de estudio, en este caso a la región Centrosur de México.

Modelo de nicho ecológico

Para realizar los modelos de nicho ecológico de los colibríes, primero se realizó un análisis para encontrar los mejores parámetros (tipos de modelos: linear, quadratic, product, threshold, hinge y el valor del multiplicador de regularización “RM”) a seleccionar en el programa Maxent, para ello se utilizó el paquete ENMeval en R, el cual permite realizar ajustes y evaluaciones automatizadas de modelos de nicho ecológico (ENM; ecological niche models, también conocidos como modelos de distribución de especies o SDM). El paquete puede estimar los rangos de las especies y las características del nicho utilizando datos sobre la presencia de las especies y las variables ambientales (Kass et al., 2021).

Dentro del paquete ENMeval, se encuentra la función ENMevaluate, la cual permite evaluar los mejores parámetros que podrían utilizarse en Maxent, en función a los datos de presencia de las especies, la función tiene siete modelos y se selecciona el mejor de acuerdo con la naturaleza de los datos, los métodos son: Block, Checkerboard1, Checkerboard2, Jackknife, Random k-fold, Fully Withheld Testing Data y aquel que es definido por el usuario (Kass et al., 2021). De acuerdo con nuestros datos se eligió evaluar los modelos Checkerboard1 y Checkerboard2 (Anexo 8), estos modelos consisten en agregar una o dos cuadrículas similares a un tablero de ajedrez, lo que genera dos o cuatro contenedores, una ventaja de estos modelos es que dan como resultado una muestra aproximadamente igual de espacio geográfico en cada contenedor, aunque no aseguran un número equilibrado de datos de presencia en cada contenedor (Muscarella et al., 2014; Ogasawara, 2014).

Posteriormente, mediante el Criterio de Información de Akaike (AIC) se seleccionó el modelo que mejor se ajustó a los datos. Este criterio permite cuantificar la idoneidad de un modelo particular en relación con un conjunto finito de modelos, por lo tanto, selecciona el modelo más adecuado para caracterizar los datos experimentales, el mejor modelo es aquel que presenta el menor valor de AIC (Posada et al., 2007; Martínez et al., 2009, Anexo 9).

Después de obtener los mejores parámetros para cada una de las especies (Anexo 10), se realizaron los modelos de nicho ecológico con el programa Maxent (https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) en donde se obtuvo la idoneidad del nicho. Maxent es una aplicación Java autónoma, utilizada para el modelado de distribución de especies (SDM) basada en los registros de presencia y las variables ambientales de un área de estudio (Philips et al., 2017). Estos 'modelos de idoneidad del hábitat' (HSM) o 'modelos de nicho ecológico' se basan en asociaciones estadísticas entre los registros georreferenciados para las especies en cuestión, y los datos geográficos del ambiente y/o las características espaciales que describen variaciones climáticas, estructurales, vegetativas, entre otras (Franklin, 2010; Elith et al., 2011; Munshi-South y Richardson, 2020).

Maxent utiliza el algoritmo de máxima entropía, el cual estima una distribución óptima considerando la máxima entropía (es decir, que está más disperso, o más cercano a la uniformidad), sujeto a los límites de nuestros datos de presencia y las variables ambientales presentes en estos. Para el modelamiento del nicho ecológico de especies, Maxent considera los píxeles del área de estudio como el espacio disponible para la distribución de la especie, y lo compara con los píxeles que contienen los registros de presencia conocidos (puntos de muestra), y las características climáticas, de elevación, categorías de suelo, tipos de vegetación u otros variables ambientales que se introduzcan al modelo (Phillips et al., 2004; Phillips et al., 2017).

Otra de las cualidades de Maxent, es que nos permite obtener una tabla del porcentaje de contribución e importancia de la permutación de cada una de las variables ambientales, es decir, nos indica con un valor numérico que tanto contribuyó cada variable al modelo (Phillips et al., 2006). Una vez obtenidos los modelos de nicho ecológico, se evaluó el modelo en NicheToolBox (<http://shiny.conabio.gob.mx:3838/nichetoolb2/>; Osorio-Olvera et al., 2020), donde obtuvimos el valor de AUC (area under curve) y de ROC (Receiver operating characteristic o característica operativa del receptor). La curva ROC es un gráfico en el que se observan todos los pares sensibilidad/especificidad resultantes para cada posible valor umbral o punto de corte en los resultados de la prueba en estudio. En el eje y se sitúa la sensibilidad o fracción de verdaderos positivos. En el eje x se sitúa la fracción de falsos positivos o $1 - \text{especificidad}$ (Burgueño et al., 1995; del Valle, 2017; Palacio, 2021). Por otro lado, el área bajo la curva (AUC) es el estadístico por excelencia para medir la capacidad discriminante de la prueba. Es decir, la probabilidad de clasificar correctamente un par de individuos de la población, seleccionados al azar, mediante los resultados obtenidos al aplicarles la prueba diagnóstica (Burgueño et al., 1995; del Valle, 2017).

Modelos de conectividad

Finalmente se realizaron los modelos de conectividad para cada una de las especies de colibríes. Para evaluar la conectividad se requirieron dos mapas ráster: 1) mapa con los datos de presencia y 2) mapa de resistencia. Para el mapa ráster con los datos de presencia se transformaron los datos a formato shape en ArcMap, que después fueron convertidos a formato raster en el programa TerrSet-IDRISI (Anexo 11). Este programa permitió dejar en valores del 1 a N (número de datos de presencia), 0 en el área donde se evaluaría la conectividad, y -9999 en donde no hay datos. Por otro lado, se realizaron los mapas de resistencia a partir de los mapas inversos de los modelos de idoneidad del nicho obtenidos de Maxent (Anexo 12). La resistencia o fricción se entiende como el grado en el cual los elementos y características del paisaje facilitan o dificultan el desplazamiento de las especies focales a través de este (Correa-Ayram, 2012) en donde un valor de idoneidad de 1 representa baja resistencia y valores de idoneidad cercanos a 0, alta resistencia.

Posteriormente, se realizó el análisis de conectividad, para ello se ocupó el programa Circuitscape (McRae y Beier, 2007; Anantharaman et al., 2019), este programa modela el movimiento de especies y el flujo de genes a través de paisajes fragmentados, e identifica áreas importantes que ayuden a conservar la conectividad de las especies, mediante el uso de algoritmos basados en la teoría de circuitos (McRae et al., 2016). La teoría de circuitos descrita por McRae (2006), explica que la distancia genética entre las subpoblaciones se puede estimar representando el paisaje como una placa de circuito, en donde cada píxel de un mapa ráster es una resistencia, y el flujo de genes entre 2 subpoblaciones cualesquiera ocurre a través de todas las posibles cadenas de resistencia que los unen, no solo a lo largo de una cadena única que tenga la suma más baja de resistencias (es decir, la ruta de menor costo). A esto lo definió como “aislamiento por resistencia” (IBR) el cuál explica que al aumentar el número de caminos siempre disminuye la resistencia total y, por lo tanto, la distancia genética entre subpoblaciones (Dickson et al., 2018). Finalmente, se elaboró un mapa consenso que conjunta los mapas de conectividad de cada una de las especies analizadas.

Esto permitió visualizar mejor el efecto que tiene la urbanización de la región Centrosur de México sobre la conectividad de los colibríes.

Resultados y Discusión

Datos de presencia

Se encontraron en promedio de 12 a 7514 datos de presencia de las especies de colibríes siendo el valor más bajo para *Bassilinna leucotis* y el valor más alto para *Saucerottia beryllina*. En la Tabla 3, podemos observar el número de datos de presencia encontrados para cada especie en el área de estudio (Anexo 13), así mismo, observamos el número de registros después de la limpieza de datos, donde tenemos en promedio de 23 a 590 datos de presencia, mismos que fueron usados para el resto de los análisis.

Tabla 1. Datos de presencia de las especies antes y después de eliminar duplicados.

Especie	No. De registros inicial	No. De registros final
<i>Archilochus alexandri</i>	56	30
<i>Archilochus colubris</i>	438	437
<i>Bassilinna leucotis</i>	12	11
<i>Calothorax lucifer</i>	373	120
<i>Colibri thalassinus</i>	596	157
<i>Cynanthus latirostris</i>	7158	590
<i>Eugenes fulgens</i>	2862	314
<i>Lampornis amethystinus</i>	238	59
<i>Lampornis clemenciae</i>	1774	306
<i>Leucolia violiceps</i>	1249	269
<i>Saucerottia beryllina</i>	7514	502
<i>Selasphorus calliope</i>	54	23
<i>Selasphorus heloisa</i>	132	53
<i>Selasphorus platycercus</i>	540	157
<i>Selasphorus rufus</i>	242	101
<i>Selasphorus sasin</i>	54	28

<i>Tilmatura dupontii</i>	61	22
---------------------------	----	----

Modelos de nicho ecológico

Se obtuvo un valor promedio de 0.8302 AUC, donde el valor mínimo fue de 0.7638, mientras que el máximo fue de 0.8846, esto nos indica que la capacidad discriminante de la prueba es buena ya que sus valores son cercanos a 1 (Burgueño et al., 1995; del Valle, 2017; Palacio, 2021, Tabla 2).

Tabla 2. Valores de AUC de cada especie.

Especie	Valor de AUC parcial
<i>Archilochus alexandri</i>	0.8566513
<i>Archilochus colubris</i>	0.8644226
<i>Calothorax lucifer</i>	0.8109452
<i>Colibri thalassinus</i>	0.8286831
<i>Cyananthus latirostris</i>	0.8348198
<i>Eugenes fulgens</i>	0.7855172
<i>Lampornis amethystinus</i>	0.8600027
<i>Lampornis clemenciae</i>	0.8093552
<i>Leucolia violiceps</i>	0.8823083
<i>Saucerottia beryllina</i>	0.8434824
<i>Selasphorus calliope</i>	0.7899791
<i>Selasphorus heloisa</i>	0.8602444
<i>Selasphorus platycercus</i>	0.7885651
<i>Selasphorus rufus</i>	0.8197148
<i>Selasphorus sasin</i>	0.763763
<i>Tilmatura dupontii</i>	0.8846458
Promedio	0.83019375

Se obtuvieron 16 modelos de nicho ecológico, uno para cada especie (Figura 2). En los mapas se muestra en color rojo aquellas áreas donde existe una probabilidad alta de idoneidad para la especie en la región Centrosur de México, mientras que, en el intervalo de amarillo a verde, aquellos sitios en los que encontramos menor idoneidad y finalmente en color azul, se observan las zonas que tienen muy poca o casi nula idoneidad para las especies.

En los modelos de nicho ecológico, en general sobresalen dos grandes áreas con alta idoneidad para los colibríes, la primera localizada al norte de la CDMX y el noreste del estado de México, y la segunda ubicada a lo largo del norte de Morelos, llegando hasta el sur del estado de México (Figura 2).

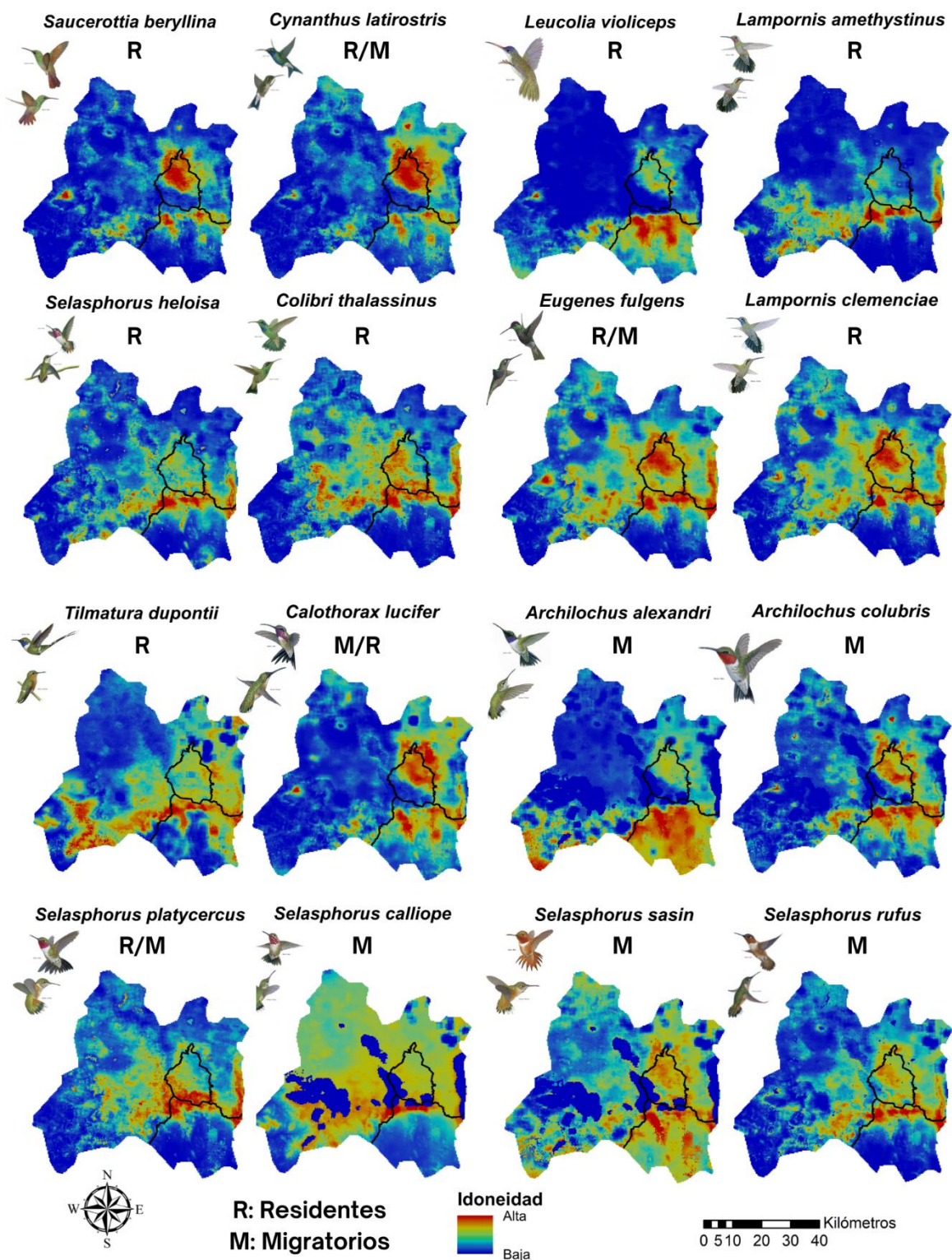


Figura 2. Modelos de nicho ecológico de las 16 especies de colibríes. En color rojo se muestra el área con valor más alto de idoneidad, en color amarillo a verde idoneidad baja y en color azul donde no hay idoneidad.

Respecto al valor de contribución de cada variable ambiental, se obtuvieron distintas variables con mayor importancia para cada una de las especies, esto se debe a que la relación entre el clima y la distribución de una especie a lo largo del paisaje varía debido a la adaptación local u otros factores, tales como restricciones relacionadas con la disponibilidad de hábitat o la respuesta de cada especie ante el cambio climático (O'Donnell y Ignizio, 2012). Sin embargo, en general, para los colibríes distribuidos en el área de estudio, hay dos variables con mayor porcentaje de contribución al modelo: la temperatura media del intervalo diurno (Bio 02) y la precipitación del trimestre más frío (Bio 19). Por otro lado, para siete especies de colibríes hay una tercera variable de importancia: la temperatura estacional (Bio 04) (Tabla 3). En cuanto a las variables de vegetación las más importantes fueron: el bosque templado o subpolar de hojas de aguja (Capa 01) y el bosque mixto (Capa 06), seguidos del bosque caducifolio latifoliado tropical o subtropical (Capa 04), el bosque caducifolio latifoliado templado o subpolar (Capa 05) y el matorral templado o subpolar (Capa 08; Tabla 3).

Tabla 3. Primeras tres variables con mayor porcentaje de contribución al modelo de nicho ecológico de cada una de las especies. En color amarillo se encuentra la primera variable más importante, en color azul la segunda más importante y en color rosa la tercera. La frecuencia a la derecha indica para cuántas especies esa variable fue de las tres más importantes.

Capas	Especies																Frecuencia
	<i>Archilochus alexandri</i>	<i>Archilochus colubris</i>	<i>Calothorax lucifer</i>	<i>Colibri thalassinus</i>	<i>Cyananthus latirostris</i>	<i>Eugenes fulgens</i>	<i>Lampornis amethystinus</i>	<i>Lampornis clemenciae</i>	<i>Leucolla vireiceps</i>	<i>Saucarotia beryllina</i>	<i>Selasphorus callope</i>	<i>Selasphorus heliosa</i>	<i>Selasphorus playcerus</i>	<i>Selasphorus rufus</i>	<i>Selasphorus sasin</i>	<i>Tilmatura duportii</i>	
Bio01	11.2	2.3	0	2.6	0.8	0.5	0.2	0.7	0.3	0.9	4.6	1.9	12.3	3.4	0	0	1
Bio02	9.7	11.7	23.5	20.4	9.6	12	23.4	20.7	15.2	18	0	8.5	4.9	12.5	10.7	0.2	9
Bio04	0	6.8	2	6.6	8.3	22.4	20.6	15.9	3.8	9.3	14	23.1	28.5	16.6	2.2	46.7	7
Bio12	0.6	4.3	7.9	0.6	19.2	2.5	0	2.9	5.2	11.2	0	1.9	0.2	0.7	0	0	1
Bio14				0.1	2.9	2.3	2.4	5.1	39.6	4.6		0.5					1
Bio15	0	4.8	0.1	0.5	1.9	1.1	1.2	2.3	3.3	1.6	0	1.1	4.2	0.3	0	0	0
Bio19	5.6	23.6	29.9	11.2	24.6	16.8	3.5	16.7	0.3	12.3	1.4	8	10.9	22.2	30	29.7	9
Capa01	17.6	13.7	4.1	2.9	2.4	1.2	3.7	2.3	9.2	4.3	34.2	4.7	4.2	6.5	35.1	2.4	5
Capa03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Capa04	3.8	4.8	2.8	21.8	5.1	11.1	0.9	14.9	7.2	9.3	17.5	1	9.4	6.2	0	6.1	3
Capa05	0	6	12	5.9	12.8	8.2	1.6	8.4	5.4	7	0	0.7	14.1	12.1	2.8	2.9	3
Capa06	0	1.8	0	2.4	0.1	9.6	39.8	0	0	0.5	23.4	37.5	4.4	13.6	0	0	4
Capa07	0.5	2.2	0	0.9	2	1.4	0	1.2	0.1	2.6	3.5	0.6	0.5	2	4	2.7	0
Capa08	15.4	8.2	3.5	13	3.9	4.4	0	7	4.3	4.4	0	3.1	0.3	1.2	13.4	0	3
Capa14	0.1	0.1	2	1	0	0.5	0	0.1	0	0	0.1	0.6	0.1	0	0.6	0	0
Capa16	0	0	5.3	0.2	0.3	0	0	0	0	0	0	0.2	0.2	0.2	0	1.9	0
Capa18	2	2.5	1.3	5.9	0.8	0.5	1.5	0.1	0.7	0.1	0	1.1	0.8	0.4	0.8	2.5	0
Dosel	0.3	5.1	0	3.6	2.1	5	0.9	1.5	0	0.8	0.1	5.2	4.9	1.2	0.5	0	0
Viento	33.2	2	5.7	0.4	3.2	0.5	0.3	0.2	5.4	12.8	1.2	0.4	0.2	0.9	0	5	2

<p>Bio01 = Temperatura media anual Bio02 = Media del rango diurno Bio04 = Estacionalidad de la temperatura Bio12= Precipitación anual Bio14 = Precipitación del mes más seco Bio15 = Estacionalidad de las precipitaciones Bio19 = Precipitación del trimestre más frío Capa01 = Bosque templado o subpolar de hojas de aguja Capa03 = Bosque de hoja perenne tropical o subtropical latifoliado Capa04 = Bosque caducifolio latifoliado tropical o subtropical</p>	<p>Capa05 = Bosque caducifolio latifoliado templado o subpolar Capa06 = Bosque mixto Capa07 = Matorral tropical o subtropical Capa08 = Matorral templado o subpolar Capa14 = Humedal Capa16 = Tierras estériles Capa18 = Agua Dosel = Altura del dosel Viento = Velocidad del viento</p>
--	--

La temperatura estacional (Bio 04), la temperatura media del intervalo diurno (Bio 02) y la precipitación del trimestre más frío (Bio 19), son variables que indican la importancia de la variación de la temperatura a lo largo del día o en un periodo determinado lo que, a su vez, puede afectar la distribución estacional de las especies (O'Donnell y Ignizio, 2012). Esto podría ser un desafío para los colibríes porque el cambio climático está provocando cambios en la temperatura del intervalo diurno. Tan solo, en los últimos 50 años, el calentamiento superficial observado en la tierra se ha asociado con incrementos en la temperatura mínima del intervalo promedio de la temperatura diurna, lo cual aumentó sustancialmente la tasa de mortalidad en aves (Braganza et al., 2004; Briga y Verhulst, 2015; Sur et al., 2019).

Actualmente, se tiene conocimiento de que el clima es un factor fundamental en la dinámica poblacional de las aves por los efectos directos e indirectos que tiene sobre su fisiología y comportamiento. Ya que a pesar del gran rango de ambientes en los que se encuentran (plasticidad ambiental), los colibríes tienen altos costos de termorregulación, tasa metabólica basal alta y gran demanda de recursos alimenticios (ej. Néctar e insectos) (Graham et al., 2016; Sierra-Fandiño, 2019) por lo que son particularmente sensibles a fluctuaciones en las condiciones climáticas. Además, el clima también influye en el cortejo, el éxito reproductivo y en el tiempo de migración de las aves, porque puede existir una desincronización con los ciclos biológicos de plantas y animales (Vasquez-Aguilar, 2021). Hoy en día, la temperatura en las ciudades se ve alterada debido a las altas concentraciones de gases de efecto invernadero derivados de la actividad humana, los cuales están provocando veloces elevaciones en la temperatura (Vasquez-Aguilar, 2021).

Afortunadamente, algunos autores han evaluado el efecto del cambio climático global sobre los colibríes, por ejemplo, Lara et al. (2012) modelaron el nicho ecológico para el año 2050, de las especies: *S. beryllina*, *L. violiceps*, *Phaeoptila sordida*, y *C. latirostris*, utilizaron el escenario A1b el cual considera concentraciones medias de CO₂ atmosférico y encontraron que para *S. beryllina* existe una disminución en su área de distribución. Por el contrario, los modelos de *L. violiceps*, *C. latirostris* y *P. sordida* predicen un incremento neto en sus áreas de distribución.

Algo similar se encontró en el colibrí yucateco (*Amazilia yucatanensis*), donde los resultados preliminares proyectados para el año 2070, en un escenario que plantea un aumento de 3 °C en la temperatura ambiental, predicen un ligero crecimiento de su área de distribución y su expansión hacia el norte, con una reducción en su distribución actual en el sur, es decir, en la península de Yucatán y norte de Chiapas (Vasquez-Aguilar, 2021).

Finalmente, Prieto et al. 2021, evaluaron como el cambio climático global impacta la distribución de 49 especies de colibríes no migratorios según su estado de conservación, grado de restricción y especificidad de hábitat. Estimaron el nicho ecológico bajo climas actuales y futuros (años 2040, 2060 y 2080) y encontraron que el 10.2 % de las especies podría tener ganancias o estabilidad de hábitat ("ganadoras"), mientras que el 89.8 % restante enfrentará reducciones de hábitat bajo nuevas condiciones climáticas ("perdedoras"). Estos cambios se relacionaron principalmente con aumentos de temperatura (>2 °C) y disminución de precipitaciones (<50 mm).

Y aunque estos estudios evalúan escenarios con simulaciones de predicciones futuras, que difícilmente pueden incluir todos los factores bióticos y abióticos que influyen en la distribución de las especies, un trabajo reportado con el colibrí orejiblanco (*B. leucotis*), en el Parque Nacional El Chico ubicado cerca de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, nos permite entender mejor el efecto en los colibríes ante los cambios repentinos en el clima (SuCAST, sudden changes in the average state of the weather), provocados por el cambio climático global (Díaz-Valenzuela y Ortiz-Pulido, 2011). En este estudio reportan que el 1 de enero de 2008 se presentó una intensa tormenta de nieve, acompañada de viento y lluvia (Mota-López, 2008), este fenómeno dejó una capa de nieve de aproximadamente 20 cm de profundidad, que permaneció en la zona durante al menos 15 días, generando que la temperatura variara entre -6°C y 3°C (Díaz-Valenzuela y Ortiz-Pulido, 2011).

Los investigadores realizaron muestreos antes, durante y después del SuCAST, y cuantificaron todos los registros visuales y acústicos de la especie (actividad de colibríes) así como las introducciones de los picos en las flores (visitas de colibríes).

Encontraron que la actividad de los colibríes y el número de plantas se redujo a 0 durante el evento SuCAST, y a pesar de que un mes después la actividad de los colibríes volvió a los mismos niveles (66 antes - 67 después), el efecto sobre las plantas fue más destructivo, pues solo una de las siete especies de plantas (*Lonicera mexicana*) presentó flores después del fenómeno climático (Díaz-Valenzuela y Ortiz-Pulido, 2011). Aunque las causas aún se desconocen, se especula que este efecto sobre las plantas probablemente fue causado por la muerte de los colibríes debido a las condiciones de congelación, e indirectamente por una reducción en las fuentes de alimento para los colibríes, que los obligó a entrar en letargo o trasladarse a otros lugares (Díaz-Valenzuela y Ortiz-Pulido, 2011). Este tipo de estudios, nos permiten entender el efecto que tiene y podría tener la alteración de las condiciones ambientales sobre los colibríes y cómo desencadenaría consecuencias sobre las demás especies.

Modelos de conectividad

Residentes

En los modelos de conectividad (Figuras 3-8, 9-10) se obtuvo que algunas especies tenían patrones similares entre sí, los cuales podrían ser explicados por la presencia de diferentes elementos del paisaje, por lo tanto, presentaremos cada uno de estos casos y su posible explicación, así mismo, presentamos los resultados diferenciando entre los colibríes residentes y los migratorios. En color amarillo observamos aquellas áreas donde existe la menor resistencia, es decir, la mayor conectividad, mientras que en color rosa aquellos sitios en los que encontramos una alta resistencia, es decir, baja conectividad, la cual va disminuyendo conforme la escala se aproximan al morado.

En este primer patrón, observamos que los mapas de conectividad de las especies *S. beryllina* y *C. latirostris* (Figura 3) presentan una mayor conectividad en el centro y norte de la CDMX. Al sobreponer las áreas de conectividad con los mapas de la presencia de parques verdes en la CDMX (SEDEMA, 2020b) y las áreas naturales

protegidas (SEDEMA, 2020a), encontramos que la zona con alta conectividad coincide con el área que cubren los parques de la CDMX, lo que nos permite inferir que estos parches encontrados en las áreas urbanizadas brindan a los colibríes, los recursos necesarios para alimentarse y refugiarse.

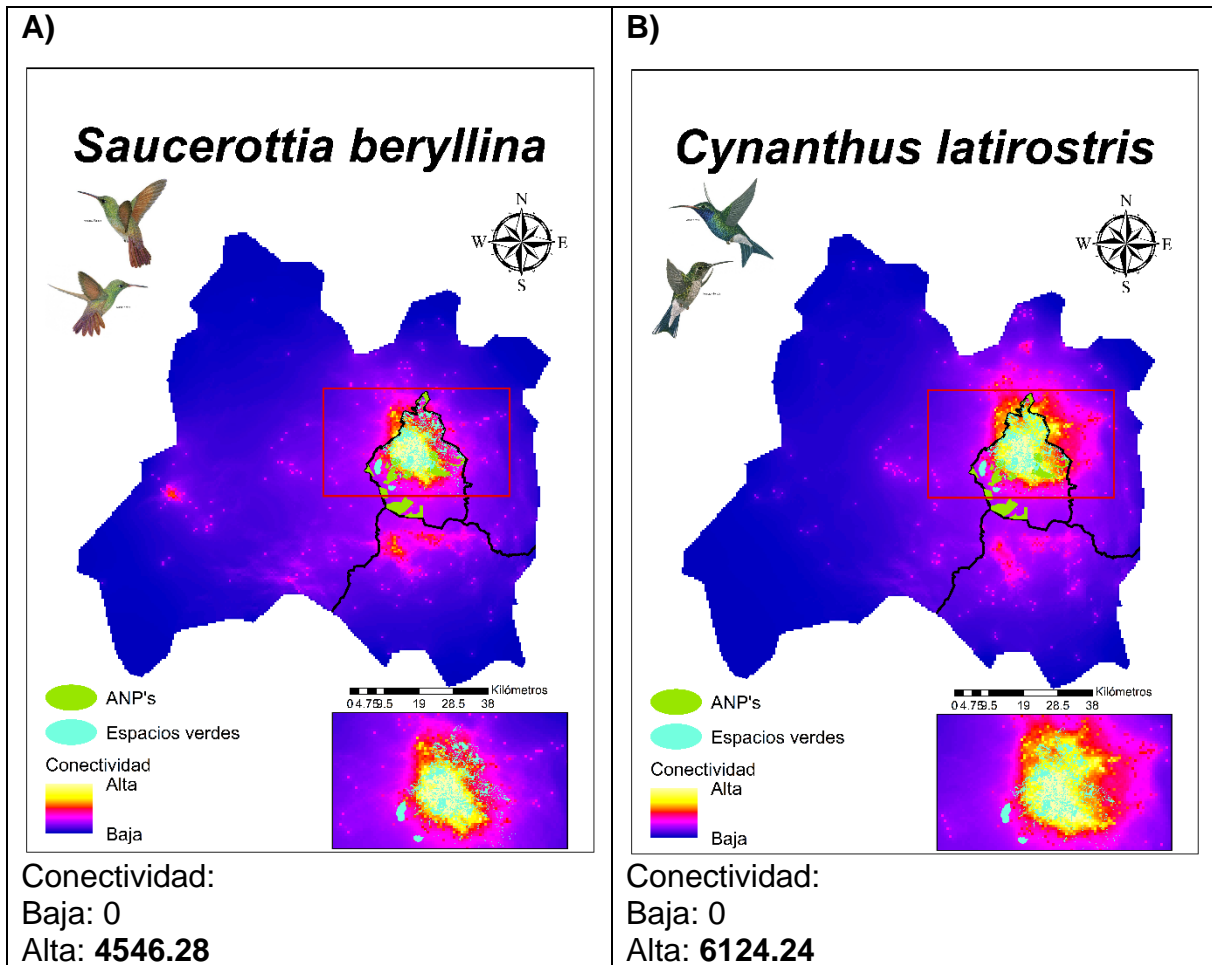


Figura 3. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En ambas especies podemos observar que la alta conectividad se encuentra en la CDMX.

En el caso de las especies *L. violiceps* y *L. amethystinus* encontramos una alta conectividad en el norte del estado de Morelos. Por un lado, *L. violiceps*, presenta un área de alta conectividad más amplia, distribuyéndose hasta el centro del estado de Morelos, mientras que *L. amethystinus* se encuentra más limitado al norte (Figura 4). Para poder explicar la relación entre la alta conectividad de las especies y el área

en la que se encontró, decidimos sobreponer capas de uso del suelo que nos ayudarán a representar mejor el efecto que tiene el paisaje sobre ambas especies, las capas que se utilizaron de uso de suelo (tipos de vegetación) fueron: matorral (Capa 08), bosque templado (Capa 05), bosque mixto (Capa 06) y bosque tropical y subtropical (Capa 04). De igual forma una capa del uso del suelo que representa el paisaje urbano (Capa 17). Esto nos permitió observar que tanto los tipos de vegetación, así como el paisaje urbano, permiten la conectividad de ambas especies (Figura 4).

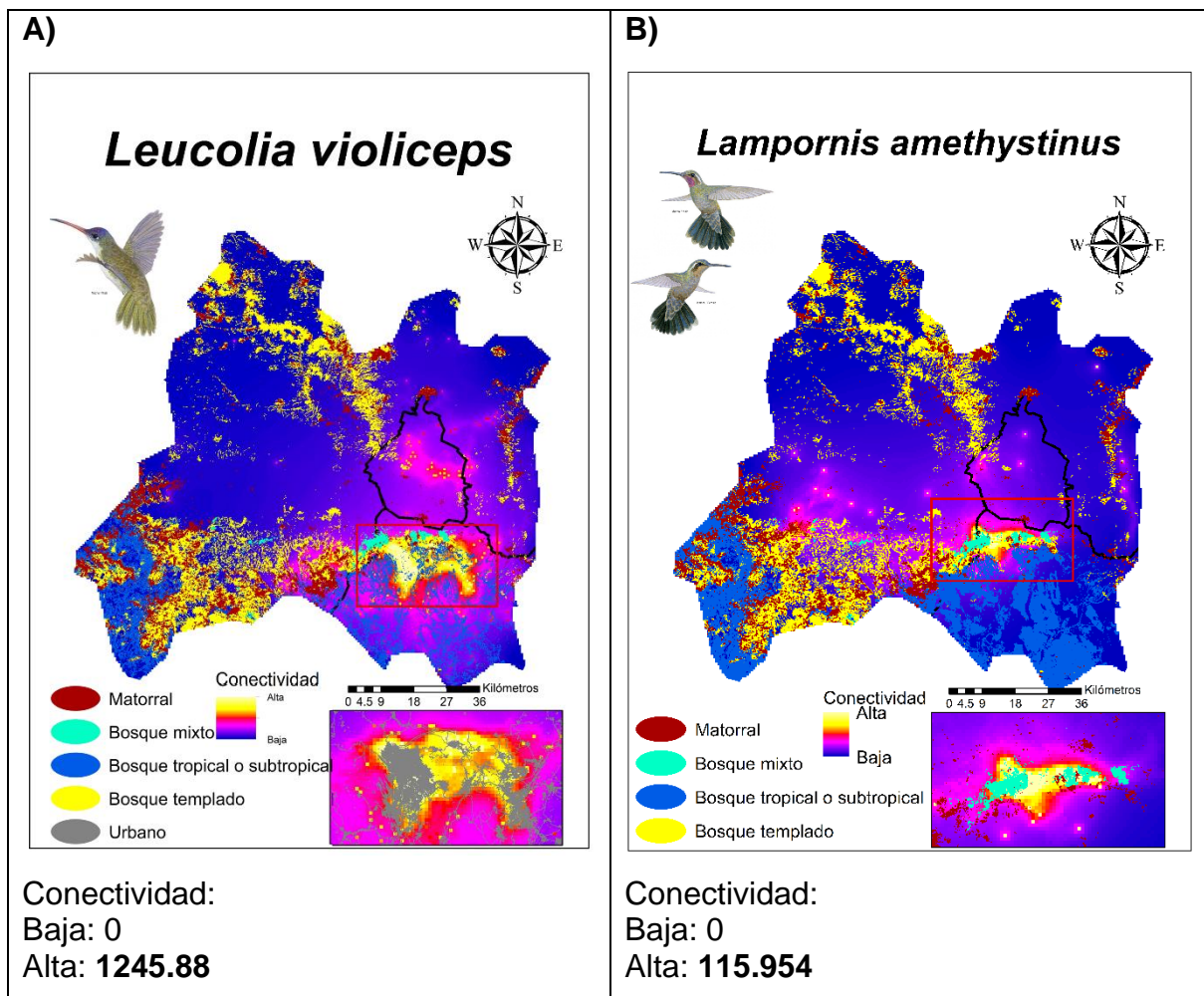


Figura 4. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En ambas especies podemos observar que la alta conectividad se encuentra en el norte de Morelos.

Este resultado, así como el obtenido en *S. beryllina* y *C. latirostris* resulta muy interesante, porque nos permite observar que a los colibríes podría favorecerles el paisaje urbano, y que encuentran las condiciones necesarias para desplazarse a través de la CDMX y Morelos. Y aunque es cierto que existen muchos registros de colibríes en las ciudades, siendo *S. beryllina* y *C. latirostris* las más abundantes (<https://www.naturalista.mx/>; <https://ebird.org/region/MX-DIF?yr=all>), lo siguiente es saber si esto podría cambiar considerando que, el paisaje urbano es un entorno heterogéneo con hábitats adecuados y no adecuados, donde existen barreras como carreteras, edificios, hábitats muy perturbados o espacios desprovistos de vegetación (Beninde et al., 2016) y donde además, las áreas naturales protegidas actuales, no son suficientes para abarcar el nicho ecológico de las especies de colibríes (Prieto et al., 2021).

Respecto a la razón por la que las ciudades permiten alta conectividad de los colibríes, consideramos que algunas explicaciones son que la mayoría de las especies son muy móviles y generalistas, se ha reportado que áreas naturales protegidas, parques urbanos, jardines urbanos y camellones les permiten utilizar diferentes recursos a lo largo del paisaje, de hecho un estudio realizado en CDMX obtuvo evidencia de la generalización de las redes colibrí-planta en áreas urbanas (Ortiz-Pulido et al., 2012; Rodríguez-Flores et al., 2019; Marín et al 2022). Además, se reporta que la perturbación humana podría favorecer a largo plazo, a las especies generalistas, ya que estas son capaces de sobrevivir en una amplia variedad de condiciones ambientales en comparación con especies especialistas (Chace & Walsh, 2006; Bustamante et al., 2018). En segundo lugar, sabemos que los bebederos artificiales y las plantas en los jardines, pueden ser usados por los colibríes, y aunque la intensidad con la que usan los bebederos depende de la cantidad de flores disponibles en los bosques o jardines, finalmente se tratan de recursos disponibles en ambientes antropizados (Pauw y Louw, 2012; Vidal-Hernández, 2018). Un claro ejemplo de un colibrí beneficiado por la urbanización es el colibrí de Anna (*Calypte anna*) que, durante los últimos 20 años, ha expandido su área de distribución invernal hacia el norte coincidiendo con la expansión de los asentamientos humanos (Greig et al., 2017). Se piensa, que los beneficios

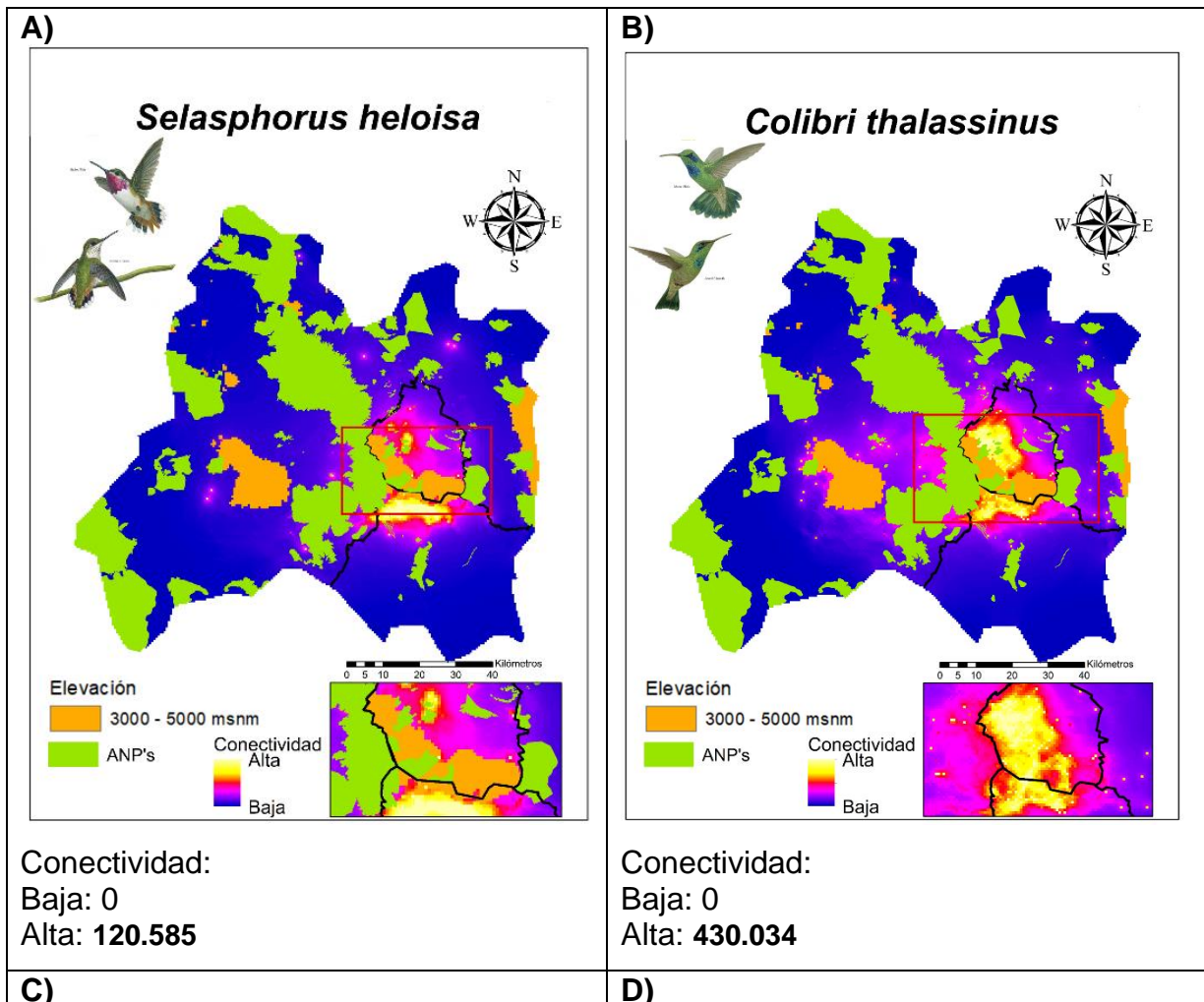
proporcionados por el hábitat urbano podrían incluir la retención local de calor (efecto isla de calor), una mayor disponibilidad de flores no autóctonas que florecen durante el invierno o una mayor disponibilidad de alimentos complementarios (alimentadores de néctar). Sin embargo, esto podría generar consecuencias ecológicas debido a que la especie también ha reducido su comportamiento migratorio, lo que podría ocasionar efectos graves, ya sea para las plantas de las que se alimenta, o para otros colibríes (Greig et al., 2017).

Sin embargo, a pesar de la capacidad de los colibríes para sobrevivir en las ciudades, algo que también debemos considerar es que esto podría cambiar porque los parches de vegetación en las ciudades suelen disminuir de tamaño y calidad a lo largo de un gradiente, desde la periferia hacia el centro, por lo que, si se descuidan, podrían no ser suficientes para sostener viables a las poblaciones (Von Thaden et al., 2021). Aunque se haya observado resiliencia de los colibríes ante diferentes niveles de perturbación, sigue siendo importante la creación y mantenimiento de áreas verdes dentro de las ciudades, así como continuar con propuestas como la creación de los jardines para colibríes (<http://coroarizmendi.com.mx/jardines-urbanos-de-colibriacutees.html>) e incluso considerar un mejor cuidado de los camellones en las grandes avenidas, porque aunque los árboles aislados en las ciudades a menudo son infravalorados, siguen siendo los últimos remanentes de vegetación presentes en algunas zonas (Bustamante-Castillo et al., 2018; Von Thaden et al., 2021).

A continuación, en el siguiente patrón lo que podemos observar es que para *S. heloisa*, existen dos áreas con alta conectividad, una más pequeña ubicada en el oeste de la CDMX y otra al norte del estado de Morelos (Figura 5). Para entender mejor la relación entre el paisaje y la conectividad de esta especie, al mapa de conectividad le añadimos una capa de las áreas naturales protegidas (en color verde, CONABIO, 2020) y el modelo digital de elevación (INEGI, 2022) con una capa que representa sistemas montañosos con altitudes entre los 3000 y 5000 msnm (en color naranja), encontramos que estos elementos del paisaje podrían

explicar por qué los parches con alta conectividad en *S. heloisa*, no funcionan como un área continua (Figura 5).

Contrario al caso anterior, también observamos que el paisaje tiene un efecto diferente en la conectividad en las especies *C. thalassinus*, *E. fulgens* y *L. clemenciae*. En este caso la conectividad si se proyecta como un área continua, a pesar de tener presente esta barrera, estas especies podrían no tener problema con la barrera física ya que se reporta que *C. thalassinus* se encuentra entre los 1800-3500 msnm, mientras que *E. fulgens* entre los 1000 – 3000 msnm y para *L. clemenciae* entre los 1800 – 3000 msnm (Arizmendi y Berlanga-García, 2014; Figura 5).



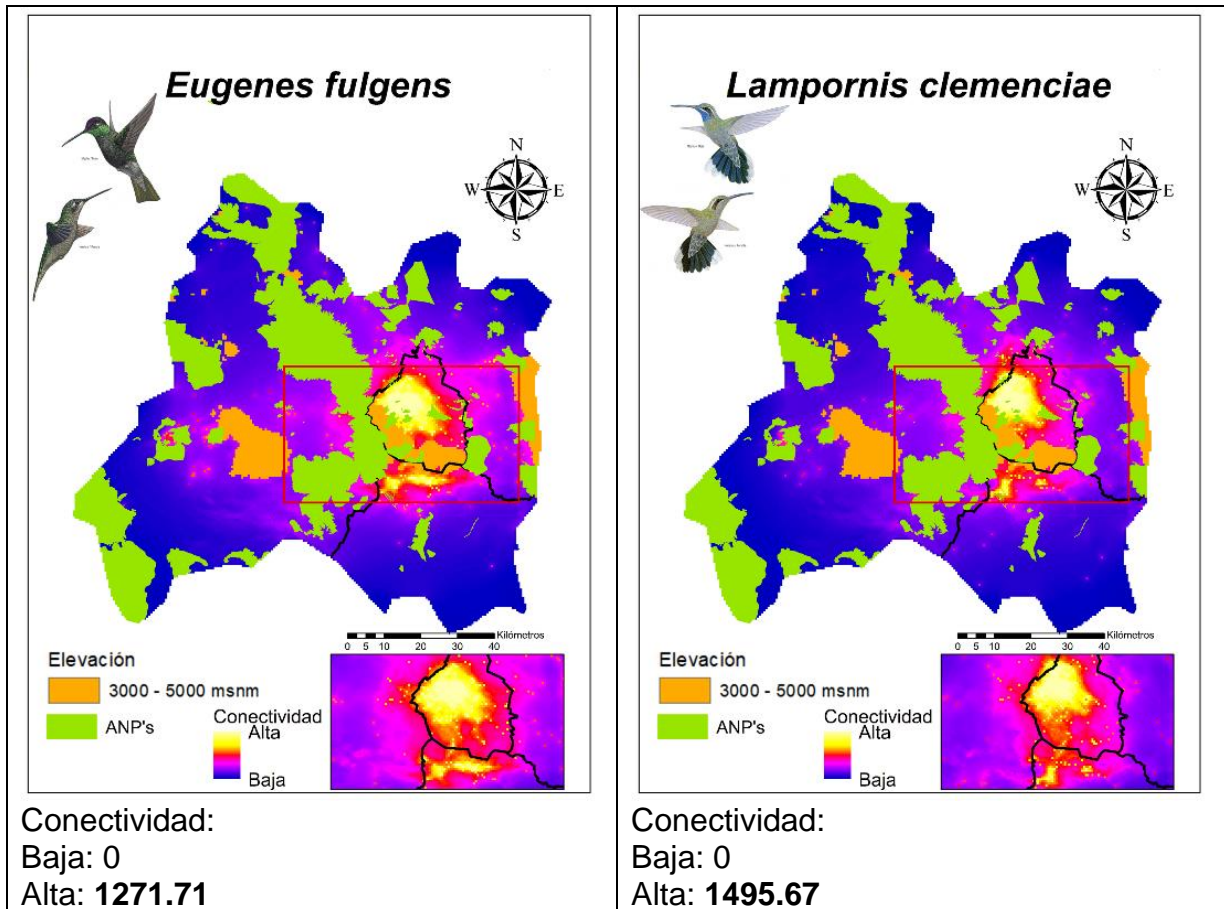


Figura 5. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En la primera especie podemos observar que la conectividad se encuentra interrumpida por una barrera, mientras que en las otras tres no se interrumpe.

Finalmente, en la última especie residente al área de estudio, *T. dupontii*, obtuvimos que la conectividad es más reducida y está dada en parches. Sin embargo, entre estos parches se observan áreas con menor conectividad que podrían tratarse de posibles corredores, por lo que proponemos hacer futuros análisis que nos permitan identificar si se trata de corredores y cuáles resultarían de mayor importancia. (Figura 6).

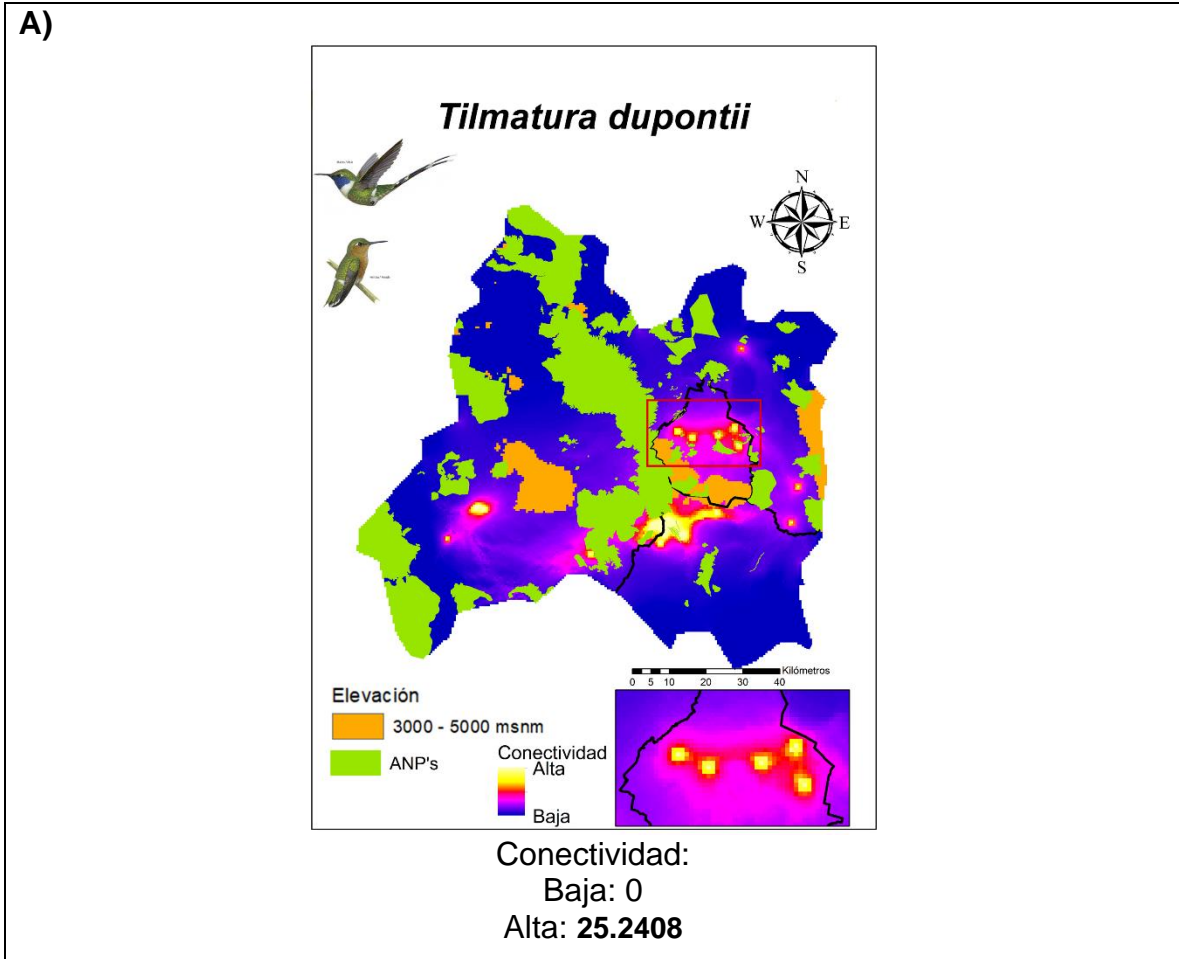
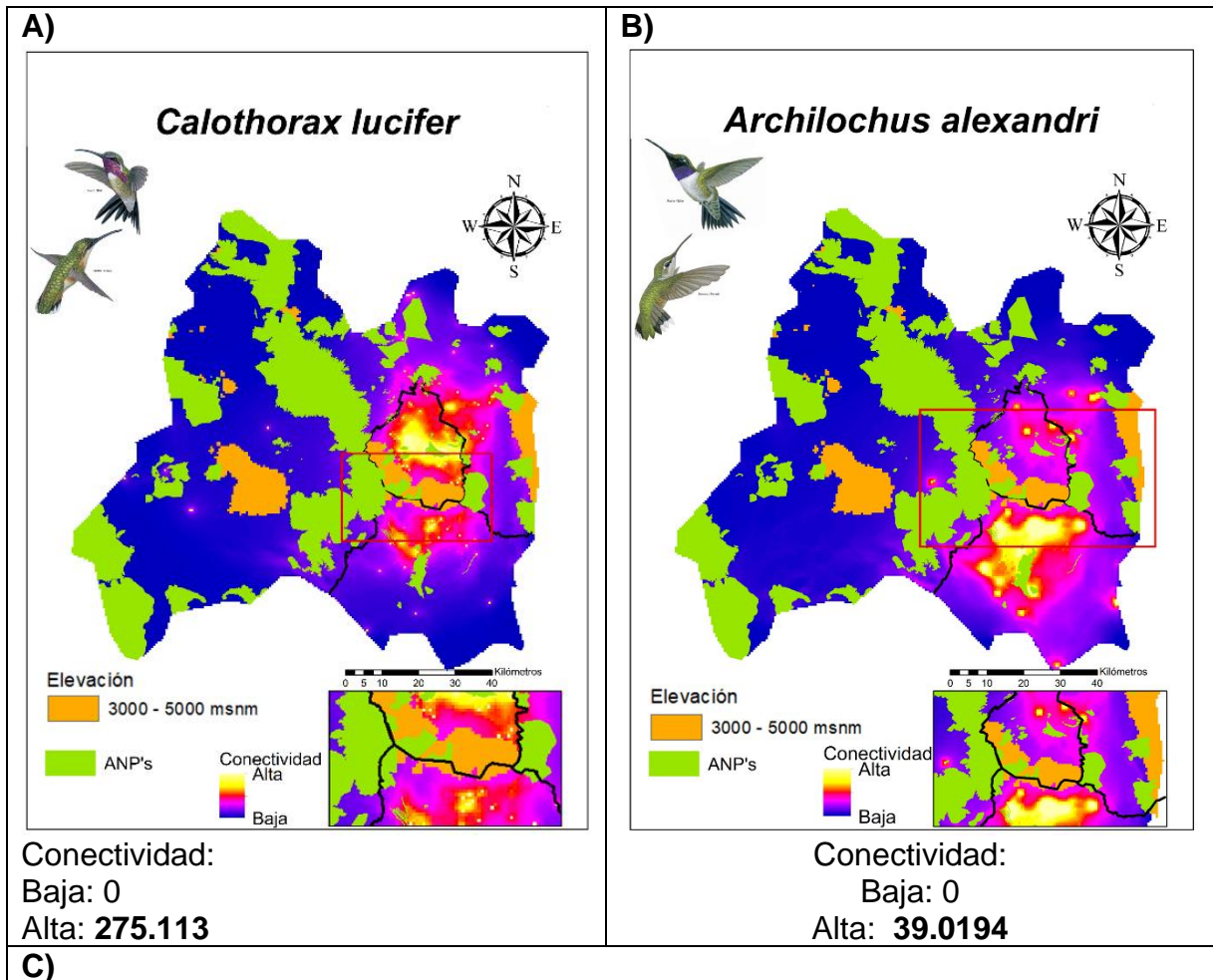


Figura 6. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En esta especie podemos observar que la conectividad se encuentra distribuida en parches.

Migratorios

Respecto a las especies de colibríes migratorios, lo que podemos observar en el siguiente patrón, es que para *C. lucifer*, *A. colubris* y *A. alexandri* existen dos áreas con alta conectividad, una ubicada en el centro de la CDMX y el este del estado de México, y otra en el norte y centro del estado de Morelos (Figura 7). Para entender mejor la relación entre el paisaje y la conectividad de estas especies, a estos mapas también le añadimos una capa de las áreas naturales protegidas (en color verde, CONABIO, 2020) y el modelo digital de elevación (INEGI, 2022) con una capa que

representa sistemas montañosos con altitudes entre los 3000 y 5000 msnm (en color naranja), este patrón fue similar al obtenido en *S. heloisa* en donde los elementos del paisaje podrían explicar por qué los parches con alta conectividad en *C. lucifer*, *A. colubris*, *A. alexandri* y *S. heloisa* no funcionan como un área continua (Figura 7).



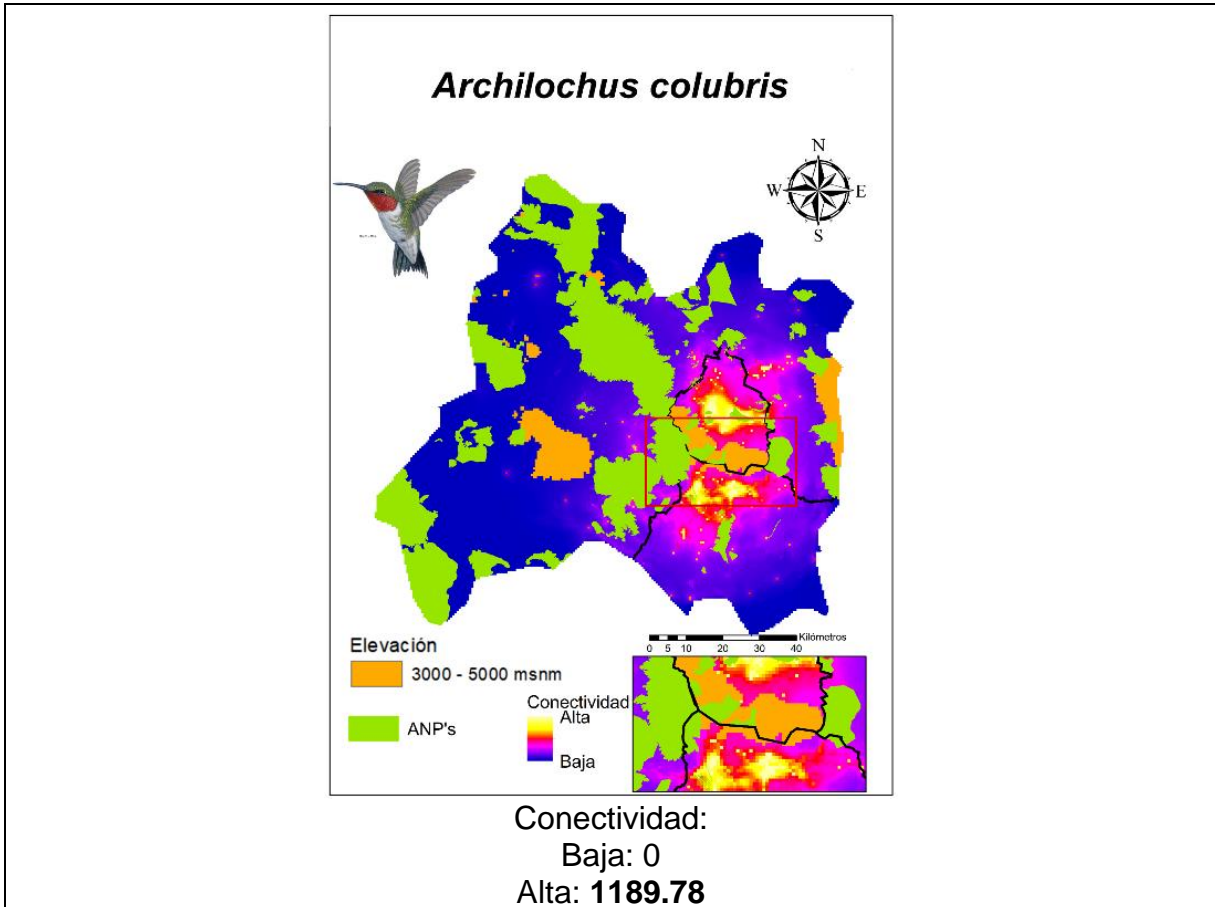


Figura 7. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En las tres especies podemos observar que la conectividad se encuentra interrumpida por una barrera.

La interrupción de la conectividad dada por la altitud la cual supera los 3000 msnm está conformada por la cadena montañosa del El Ajusco (3930 msnm), el Volcán Pelado (3620 msnm), el Volcán Tláloc (3690 msnm) y el Volcán Chichinautzin (3460 msnm), por mencionar algunos (<https://cuentame.inegi.org.mx/>; Figura 8). Por lo tanto, creemos que el conjunto de estos elementos montañosos podría formar una barrera física para la conectividad de *C. lucifer*, *A. colubris*, *A. alexandri* y *S. heloisa*, ya que estas especies podrían estar fisiológicamente limitadas a ambos lados de la barrera, dado que, se ha reportado que *C. lucifer* se encuentra entre los 600 – 2500 msnm, mientras que *A. colubris* entre los 0 – 3000 msnm y *A. alexandri* entre 0 – 2000 msnm (Arizmendi y Berlanga-García, 2014).

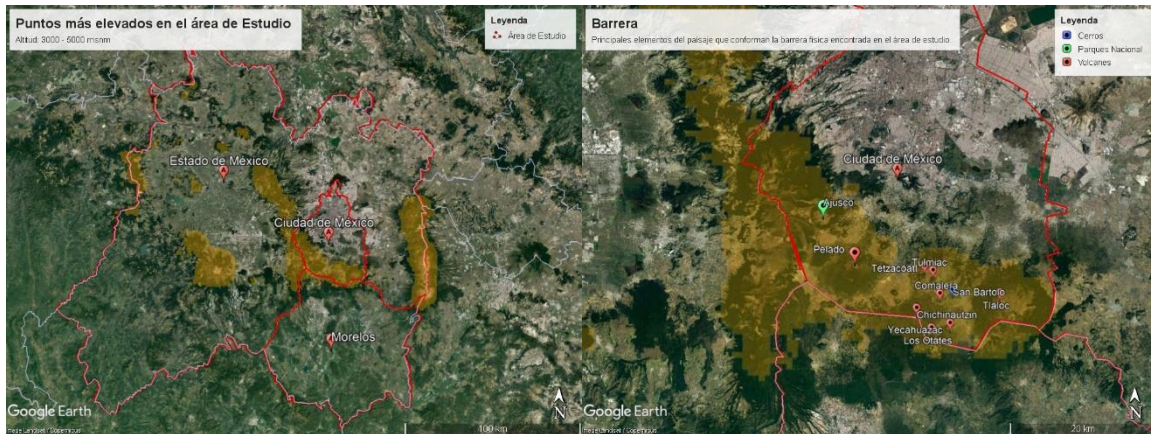


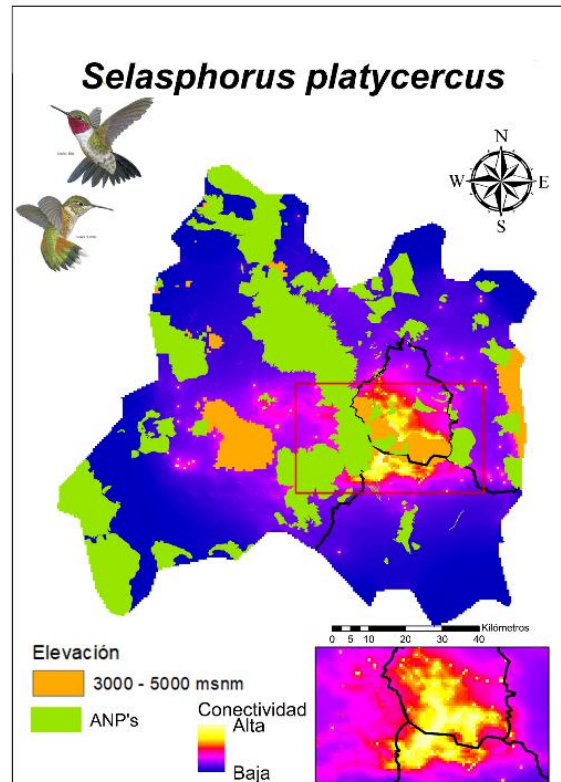
Figura 8. Principales sistemas montañosos y parques nacionales que podrían ser barreras físicas en el área de estudio para los colibríes.

Un ejemplo claro de cómo la fragmentación genera una barrera física, lo cual afecta el desplazamiento de los colibríes, se ha reportado en el Parque Nacional La Malinche, donde se vio que existen pocas visitas a las plantas por parte de los colibríes de la zona, lo cual podría explicarse porque los alrededores de esta zona han sido severamente deforestados, por lo que el área se encuentra inmersa en una matriz de pastizal, campos de cultivo y vegetación secundaria (Lara-Rodríguez et al., 2012). De igual manera, existe evidencia de que la riqueza y abundancia de los colibríes disminuye con la disminución del tamaño de los fragmentos de bosque y que la abundancia es mayor en áreas contiguas de bosque (Borgella et al., 2001).

Además, la interrupción del movimiento de los colibríes en función de la alteración del paisaje podría tener un impacto importante en la eficacia de los colibríes para transferir el polen entre las plantas (Hadley y Betts, 2009), lo que afectaría la reproducción y la aptitud de las plantas.

De acuerdo con nuestros resultados el siguiente patrón que observamos se encuentra en la especie *S. platycercus* en la que obtenemos resultados similares a los encontrados en las especies residentes *C. thalassinus*, *E. fulgens* y *L. clemenciae*, en *S. platycercus* la conectividad sí se proyecta como un área continua, a pesar de tener presente esta barrera física, por lo que la especie podría no tener problema con la altitud, dado que se reporta que se distribuye entre los 1800-3500 msnm (Arizmendi y Berlanga-García, 2014; Figura 9).

A)



Conectividad:
Baja: 0
Alta: 465.429

Figura 9. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En esta especie podemos observar que la conectividad no se encuentra interrumpida por la barrera.

Una posible explicación del por qué las montañas no forman una barrera, es que las aves que viven en las ciudades tienen una tolerancia ambiental notablemente más amplia que las aves que viven en zonas rurales, por ejemplo, tienen rangos altitudinales y distribuciones latitudinales, más amplias. Sin embargo, estos cambios parecen variar mucho dependiendo de los rasgos particulares de la especie (Bonier et al. 2007; Roth et al., 2014). Y es que las tendencias poblacionales de especies particulares en los que se han observado estos cambios también pueden estar relacionadas con el aumento en la temperatura (Parmesan, 2006; Flousek et al., 2015) ya que las regiones montañosas pueden ser más sensibles al cambio

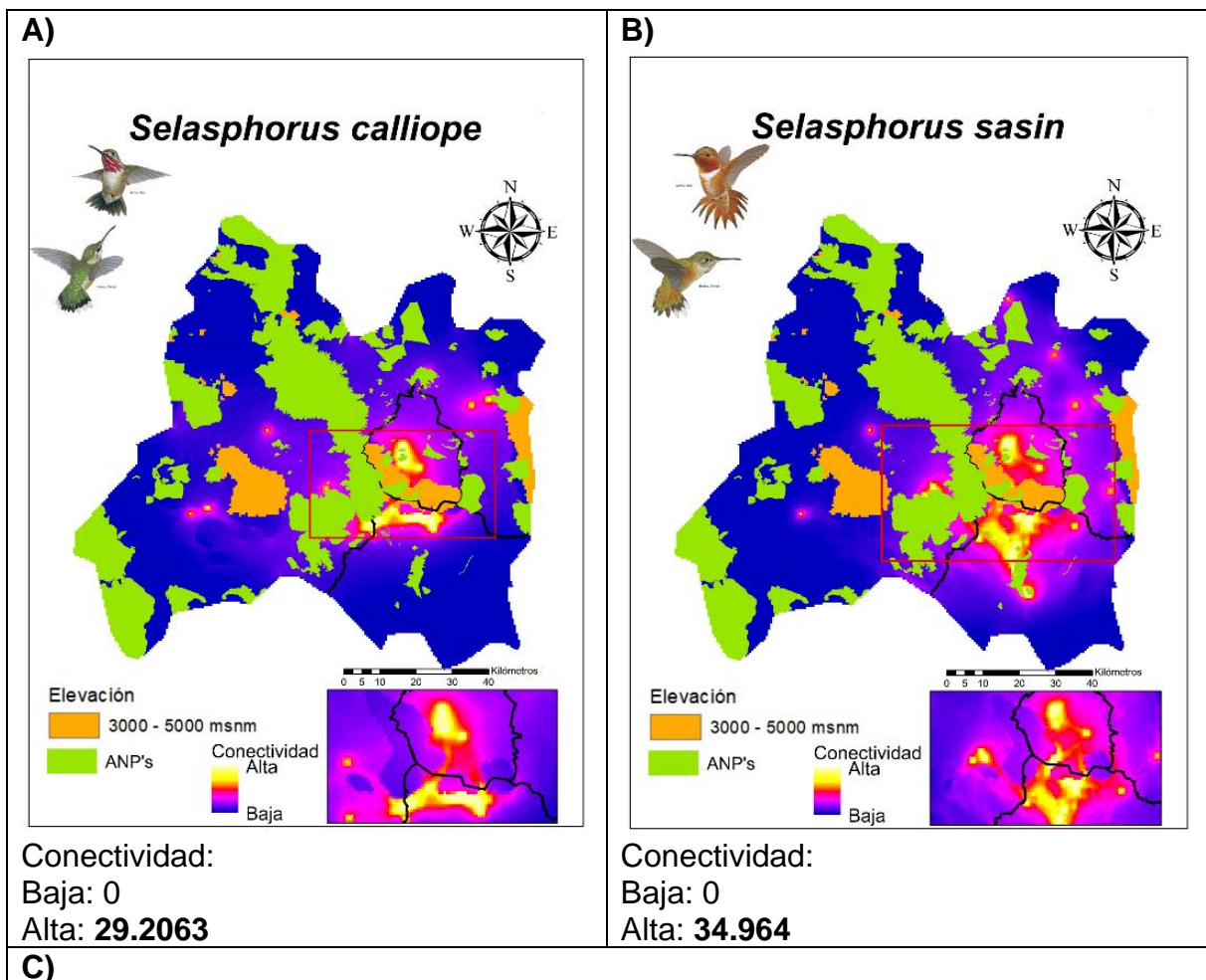
climático a escala global que otras superficies terrestres en la misma latitud (Walther et al., 2005; Feeley et al., 2011; Rangwala y Miller, 2012).

Aunque se plantea la idea de que las aves en áreas urbanas responden particularmente rápido al cambio climático porque han expandido sus rangos de tolerancia (Roth et al., 2014), de ser ese el caso para estas especies, entonces, lo próximo sería cuidar aquellas zonas que les están permitiendo desplazarse a través del paisaje.

Sin embargo, la preservación del paisaje puede ser cada vez más difícil considerando la demanda de viviendas, así como de espacios destinados para la agricultura y el pastoreo. Porque incluso lugares protegidos se ven afectados por el hombre. Tal es el caso del Corredor Biológico Chichinautzin, que para el año 2000 reportó 23,519 ha (35.8% de la superficie total) que fueron transformadas por actividades humanas, debido al aumento de la agricultura de temporal, al pastizal inducido, así como la presencia de zonas incendiadas (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C., 2003).

Creemos que cuidar los parches de hábitat disponible, es de vital importancia porque, aunque los colibríes presentan alta movilidad (Hadley y Betts, 2009), una dieta generalista y pueden aumentar su resiliencia a la perturbación (Stouffer & Bierregaard, 1995), se encontró que en paisajes agrícolas los colibríes evitan cruzar la matriz abierta, prefiriendo desviarse a zonas boscosas más lejanas (Hadley & Betts, 2009; Volpe et al., 2016). Además, se cree que en especies como *Eugenes fulgens*, una especie adaptada al bosque, la pérdida de estos ambientes podría afectar drásticamente su tamaño poblacional a lo largo de su rango de distribución (Partida et al., 2012). En otras palabras, el impacto humano ha afectado el potencial de las unidades de hábitat para promover la conectividad en términos de conectores o peldaños entre parches y como proveedores o receptores de flujos de dispersión (Saura y Rubio, 2010; Gurrutxaga et al., 2011). Por lo que la restauración y conservación ecológica de pequeños parches o la reubicación de estos dentro del paisaje, mejorarían la conectividad (Correa-Ayram et al., 2017).

Finalmente, el ultimo patrón obtenido para los colibríes migratorios fue encontrado en los modelos de conectividad de *S. calliope*, *S. sasin* y *S. rufus* (Figura 10). En este caso la conectividad es más reducida y está dada en parches, que podrían unirse a través de posibles corredores biológicos, como en el caso de *T. dupontii*. Un corredor biológico urbano juega un papel muy importante dentro de los elementos del paisaje, porque disminuye la resistencia por los efectos negativos de la actividad humana, ayuda a conectar los parches fragmentados (como parques, jardines, áreas naturales protegidas, entre otros) eliminando el efecto de isla aislada y promoviendo el desplazamiento de especies, el flujo de genes, entre otros efectos (Peng et al., 2017).



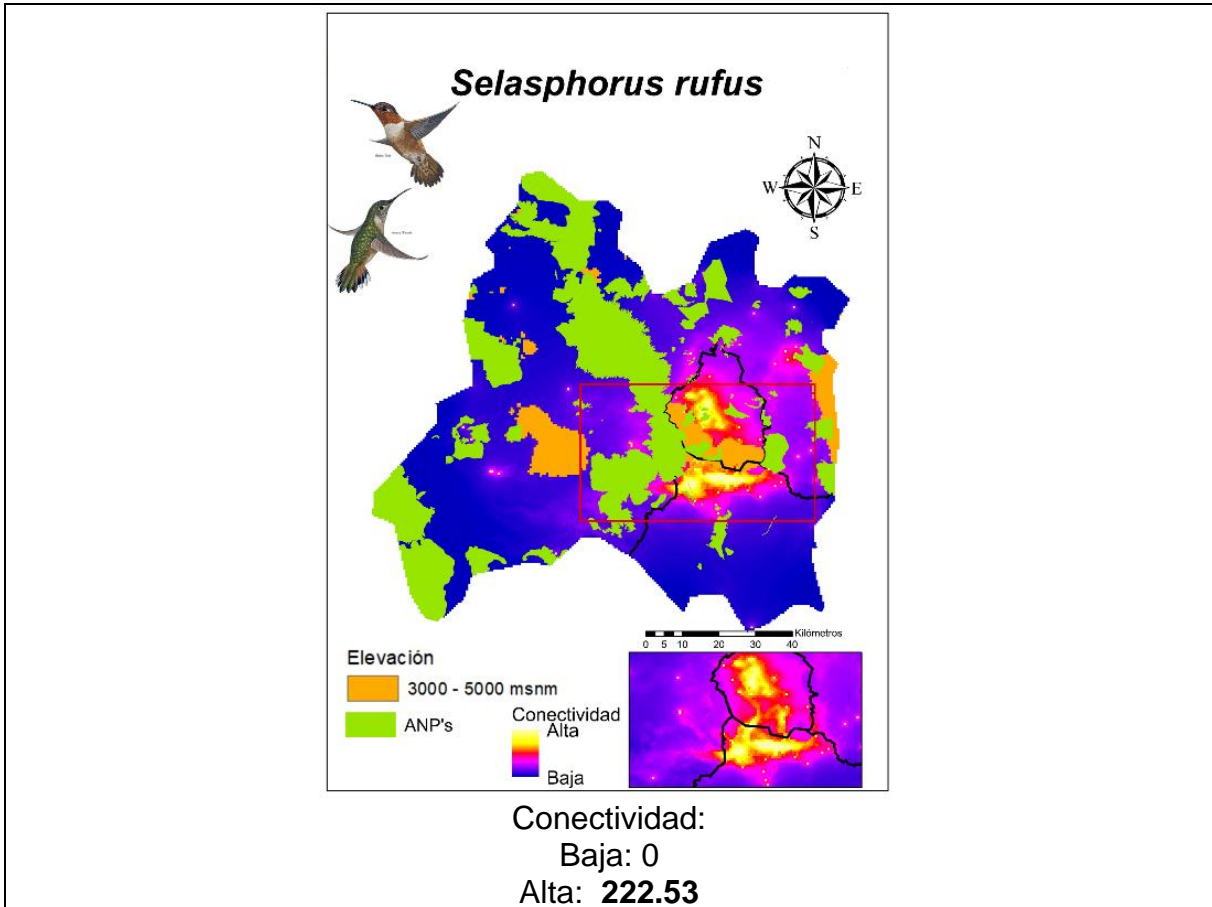


Figura 10. En color amarillo se observa la zona con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que, en color rosa se observa el área con menor conectividad o alta resistencia, finalmente en color morado y azul oscuro, aquellas zonas en las que la conectividad es casi nula o nula. En las tres especies podemos observar que la conectividad se encuentra en parches aislados, unidos por lo que podrían ser corredores biológicos.

Conociendo las condiciones climáticas actuales y sabiendo que estas tres especies, así como *A. alexandri*, *A. colubris*, *C. lucifer* y *S. platycercus* son migratorias, y que sólo usamos los registros de presencia de los meses en que se encuentran en México (Anexo 14), podría resultar interesante evaluar la conectividad del paisaje, en los lugares donde pasan el verano, pero sobre todo en los sitios que visitan durante su época de reproducción, ya que hasta ahora, varios estudios han encontrado que las especies migrantes de larga distancia son más sensibles a los impactos del cambio climático debido al desajuste fenológico (Both y Visser, 2001; Prieto et al., 2021). Este desajuste ocurre cuando el momento del suministro máximo de alimentos no se corresponde con el momento de la mayor demanda de

alimentos durante el ciclo de reproducción o durante la época de invernación de las aves, lo que lleva a una reducción de la supervivencia de los polluelos y, en última instancia, a la disminución de la población (Both et al., 2006; Both et al., 2010; Flousek et al., 2015).

El efecto del cambio climático también afecta a los colibríes, pues tan sólo para México se indica un aumento de la temperatura media anual de casi 0.2 °C en promedio en todo el país desde 1970 hasta el 2000, mientras que la precipitación disminuyó entre 1970 y 2000 en la mayor parte del país (Cuervo-Robayo et al., 2020). Y aunque no son cambios uniformes en todo México, la supervivencia de los colibríes también dependerá de que la temperatura no altere la floración de las plantas de las que se alimentan, y, por lo tanto, de su capacidad para adaptarse a estos cambios climáticos. Además, si las aves migratorias de larga distancia no pueden ajustar el momento y la velocidad a la que migran, es posible que regresen a las zonas de reproducción templadas en momentos que no son óptimos. (Marra et al., 2005).

Otra consecuencia debido al cambio climático podría ser la expansión de las áreas de distribución de algunas especies lo que generaría mayor competencia entre ellas, como lo reportado en un estudio realizado con datos de Arizona, California, Oregón y Washington en el colibrí de Anna (*Calypte anna*) en la cual se reporta una expansión del área de distribución invernal hacia el norte durante los últimos 20 años, esto podría generar consecuencias ecológicas a largo plazo, por ejemplo, podría afectar el comportamiento migratorio o reproductivo del colibrí zumbador canelo (*S. rufus*), el zumbador garganta rayada (*S. calliope*) y el colibrí mentón negro (*A. alexandri*) que se reproducen en el noroeste de América del Norte y que pueden experimentar una mayor competencia con los colibríes de Anna (Greig et al., 2017).

Mapa consenso

Finalmente, elaboramos un mapa consenso de conectividad (Figura 9) que nos permitiera identificar las áreas con mayor importancia para la conectividad general de los colibríes en el área de estudio. En color rojo observamos aquellos sitios con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que en color amarillo sitios con baja conectividad y alta resistencia, finalmente conforme nos dirigimos hacia el color azul en la escala de colores, encontramos sitios con nula o casi nula conectividad de los colibríes. Este mapa resume que la conectividad en general de las especies de colibríes, en la región Centrosur se concentra sobre todo en la CDMX, las zonas alrededor del Estado de México y al norte de Morelos. También podemos observar que estas dos grandes áreas de más alta conectividad parecen estar conectadas por pequeños corredores, sin embargo, se necesita evaluar esta hipótesis, y analizar su funcionalidad para todas o para la mayoría de las especies.

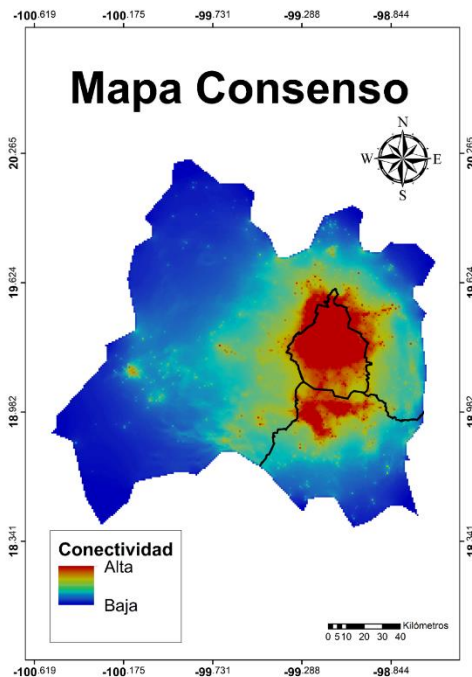


Figura 11. Mapa consenso de la conectividad de las 16 especies de colibríes distribuidos en la región Centrosur de México. En color rojo observamos aquellos sitios con mayor conectividad o baja resistencia, mientras que en color amarillo sitios con baja conectividad y alta resistencia, finalmente conforme nos dirigimos hacia el color azul en la escala de colores, encontramos sitios con nula o casi nula conectividad de los colibríes.

Como pudimos observar a lo largo de los modelos de conectividad, la fragmentación y la estructura espacial del paisaje, genera respuestas diferentes entre cada especie, debido a que los requisitos de hábitat, los atributos de la historia de vida y las capacidades de dispersión varían entre los colibríes (Wagner y Fortin, 2005). Además, la delimitación del nicho ecológico de cada especie está determinada por sus tolerancias fisiológicas, las interacciones con otras especies y sus posibilidades de dispersión (Sierra-Fandiño, 2019). Sin embargo, considerar todos los factores que influyen en la distribución de las especies es difícil, debido a la complejidad de su medición (Moilanen y Hanski, 2001; Ricketts, 2001) y el poder de cálculo requerido, por lo que no siempre se cuenta con la información que nos gustaría evaluar (Adriaensen et al., 2003).

Este proyecto, demostró que las áreas verdes, así como los parches de vegetación remanentes dentro de un paisaje urbano, permiten el desplazamiento de los colibríes a través de la matriz del paisaje, por ende, nos indica la importancia de conservar estas áreas verdes que ayudarían a mejorar la conectividad de los colibríes. Finalmente, aunque en este trabajo intentamos abarcar distintas variables que podría influir en la conectividad de los colibríes, todavía se necesitarían considerar otras variables que influyen en su conectividad.

Recomendaciones

Debido a que el comportamiento de un organismo se ve afectado por las decisiones de sus vecinos, ya sea directa o indirectamente a través del uso compartido de un recurso limitado (Wagner y Fortin, 2005). Medir este tipo de interacciones resulta ser muy importante, en especial, sabiendo que los colibríes son especies altamente conectadas con otros organismos, por ejemplo, con las plantas que polinizan. Por lo que los estudios que evalúen la respuesta en las interacciones ante la estructura del paisaje son esenciales, en especial porque la eliminación de estas interacciones puede desencadenar una cascada de extinciones secundarias, impactando fuertemente en la comunidad vegetal (Bustamante, 2019).

También podemos considerar que debido a que tantas especies están amenazadas por la fragmentación, los corredores de hábitat podrían proteger de manera más efectiva la biodiversidad regional, si estos se desarrollan para soportar el movimiento de múltiples especies simultáneamente, en lugar del movimiento de una sola especie. Por lo tanto, encontrar estas especies paraguas (umbrella species) dentro de las ciudades, beneficiaría mucho la conectividad de los colibríes (Brodie et al., 2014). Finalmente, creemos que realizar estudios de conectividad estructural y funcional, que permitan aumentar el número de rutas disponibles para las especies, disminuirían la resistencia total al paisaje y la distancia genética entre las subpoblaciones (Dickson et al., 2018) siempre que se considere el costo del movimiento entre los parches, puesto a que los hábitats que son relativamente fáciles de atravesar implican un costo energético más bajo (Graham, 2001). Además, estos estudios también deberían considerar, tanto como fuera posible, las restricciones ambientales para una dispersión exitosa, que surgen de factores extrínsecos al organismo como los factores bióticos y abióticos, entre ellos, los atributos estructurales de la matriz, los factores climáticos, el terreno, los depredadores, competidores, facilitadores y los recursos. Sin mencionar que también se debe considerar la interacción con los humanos (Vasudev et al., 2015).

Conclusión

Las variables ambientales más importantes para la mayoría de las especies son la temperatura media del intervalo diurno, la precipitación del trimestre más frío y la temperatura estacional. Mientras que las variables más frecuentes respecto a las capas de vegetación fueron el bosque templado o subpolar de hojas de aguja y el bosque mixto.

Encontramos que *S. beryllina* y *C. latirostris* presentan una mayor conectividad en el centro y norte de la CDMX, mientras que *L. violiceps* y *L. amethystinus* en el norte del estado de Morelos, esto podría ser debido a la presencia de parques, jardines o recursos disponibles en las ciudades. Por otro lado, creemos que existe una barrera física para *C. lucifer*, *A. colubris*, *A. alexandri* y *S. heloisa* la cual interrumpe su conectividad, por el contrario, en *C. thalassinus*, *S. platycercus*, *E. fulgens* y *L. clemenciae* parece ser que la barrera no genera problemas en su conectividad. Finalmente, para *S. calliope*, *S. sasin*, *S. rufus* y *T. dupontii* podemos encontrar la presencia de varios parches con alta conectividad distribuidos sobre el área de estudio, así como la presencia de posibles corredores biológicos que unen estos parches.

En conclusión, creemos que las áreas verdes como parques, jardines o áreas naturales protegidas son importantes para mantener la conectividad del paisaje de los colibríes. Sin embargo, también creemos los colibríes podrían ser susceptibles al efecto del cambio climático global, debido a la alteración de la temperatura, así como el efecto en la floración de las plantas de las que se alimentan.

Literatura Citada

- Adriaensen F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck y E. Matthysen. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*. 64(4): 233 – 247.
- Aguilar V.Y., M.M.A. Fernández, L.C., L.C. Barrera, S. del Amo Rodríguez, M. L. S. Gómez y D. Martínez-Carrera. 2014. Impacto de las unidades de selva manejada tradicionalmente en la conectividad del paisaje de la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Revista de Biología Tropical*. 62(3): 1099 – 1109.
- Aldana-Godínez A.B., A. Amezcua-Solis, G.A. Gonzalez-Hernández, J. Hernández-Miranda y C.D. Hernández-Dominguez. 2013. Región de Centrosur. *Riqueza cultural y natural de México*. Colegio de Ciencias y Humanidades, Plantel Azcapotzalco, UNAM. Disponible en: <http://riqueza-natural-cchazc.blogspot.com/>
- Alonso F.A.M., B. Finegan, C. Brenes, S. Günter y X. Palomeque. 2017. Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Ecología Caldasia*. 39 (1): 140 – 156.
- Anantharaman R., K. Hall, V. Shah y A. Edelman. 2019. Circuitscape in Julia: High performance connectivity modelling to support conservation decisions. *The Open Journal*. 1: 58.
- Arizmendi M.C. y H. Berlanga-García. 2014. *Colibríes de México y Norteamérica*. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO.
- Arizmendi M.C., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y C. Rodríguez-Flores. 2008. Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la Ciudad de México. *Ornitología Neotropical*. *The Neotropical Ornithological Society*. 19: 491 – 500.
- Armenteras D. y O. Vargas. 2016. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*. 21(1): 229 – 239.
- Aronson M.F.J., F.A. La Sorte, C.H. Nilon, M. Katti, M.A. Goddard, C.A. Lepczyk, P.S. Warren, N.S.G. Williams, S. Cilliers, B. Clarkson, C. Dobbs, R. Dolan, M. Hedblom, S. Klotz, J.L. Kooijmans, I. Kühn, I. MacGregor-Fors, M. McDonnell, U. Mörtberg, P. Pysek, S. Siebert, J. Sushinsky, P. Werner y M. Winter. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society*. 281: 1 – 8.
- Arroyo-Rodríguez V., I.M. González-Perez, A. Garmendia, M. Solá y A. Estrada. 2013. The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*. 28(9): 1717 – 1727.

- Ashrafzadeh M.R., R. Khosravi, M.A. Adibi, A. Taktehrani, H.Y. Wan, S.A. Cushman. 2020. A multi-scale, multi-species approach for assessing effectiveness of habitat and connectivity conservation for endangered felids. *Biological Conservation*. 245 (108523): 1 – 10.
- Badii M.H., J. Castillo, K. Cortez, A. Wong y P. Villalpando. 2007. Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica. *Innovaciones de Negocios*. 4(2): 405 – 422.
- Baldock K.C.R., M.A. Goddard, D.M. Hicks, W.E. Kunin, N. Mitschunas, L.M. Osgathorpe, S.G. Potts, K.M. Robertson, A.V. Scott, G.N. Stone, I.P. Vaughann y J. Memmott. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 282 (1803): 1 – 10.
- Balkenhol N., S.A. Cushman, A. Storfer y L.P. Waits. 2016. Capítulo 1. *Introduction to Landscape Genetics—Concepts, Methods, Applications*. Balkenhol N., S.A. Cushman, A. Storfer, L.P. Waits. Primera edición. Landscape Genetics: Concepts, Methods, Applications. John Wiley & Sons.
- Beninde J., M. Veith y A. Hochkirch. 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*. 18(6), 581-592. Beninde J., S. Feldmeier, M. Werner, D. Peroverde, U. Schulte, A. Hochkirch y M. Veith. 2016. Cityscape genetics: structural vs. functional connectivity of an urban lizard population. *Molecular Ecology*. 25(20): 4984 – 5000.
- Berlanga H., V. Rodríguez-Contreras, A. Oliveras de Ita, M. Escobar, L. Rodríguez, J. Vieyra y V. Vargas. 2008. Red de Conocimientos sobre Aves de México (AVESMX). CONABIO.
- Blair R. 2004. The Effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society*. 9(5): 1 – 21.
- Bonier F., P.R. Martin y J.C. Wingfield. 2007. Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology letters*. 3(6): 670 – 673.
- Borgella Jr.R., A.A. Snow y T.A. Gavin. 2001. Species richness and pollen loads of hummingbirds using forest fragments in southern Costa Rica. *Biotropica*. 33(1): 90 – 109.
- Both C., C.A.M. Van Turnhout, R.G. Bijlsma, H. Siepel, A.J. Van Strien y R.P.B. Foppen. 2010. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 277(1685): 1259 – 1266.
- Both C., y M.E. Visser. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*. 411(6835): 296 – 298.

- Both C., S. Bouwhuis, C. M. Lessells y M.E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*. 441(7089): 81 – 83.
- Braganza K., D.J. Karoly, J.M. Arblaster. 2004. Diurnal temperature range as an index of global climate change during the twentieth century. *Geophysical research letters*. 31(13): 1 – 4.
- Briga M. y S. Verhulst. 2015. Large diurnal temperature range increases bird sensitivity to climate change. *Scientific reports*. 5(1): 1 – 9.
- Brodie J.F., A.J. Giordano, B. Dickson, M. Hebblewhite, H. Bernard, J. Mohd-Azlan, J. Anderson y L. Ambu. 2014. Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*. 29(1): 122 – 132.
- Burgueño M.J., J.L. García-Bastos y J.M. González-Buitrago. 1995. Las curvas ROC en la evaluación de las pruebas diagnósticas. *Medicina Clínica (Bar)*. 104(17): 661 - 670
- Bustamante C.M. 2019. Consecuencias de la fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitat sobre las interacciones de colibríes y sus plantas asociadas en la región semiárida del Valle del Motagua, Guatemala. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias Biológicas. Instituto de Ecología] <https://tesiuam.dgb.unam.mx>
- Bustamante-Castillo M., B.E. Hernández-Baños y M.C. Arizmendi. 2018. Hummingbird Diversity and Assemblage Composition in a Disturbed Tropical Dry Forest of Guatemala. *Tropical Conservation Science*. 11: 1 – 15.
- Carrillo N., E.J. Naranjo, S. Cortina-Villar, R. Reyna-Hurtado, E. Mendoza. 2019. Measuring Landscape Connectivity for Baird's Tapir Conservation in Fragmented Areas of Calakmul, Mexico. *Tropical Conservation Science*. 12: 1 – 15.
- Chace J.F. y J.J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*. 74 (1): 46 – 69.
- Clergeau P., S. Croci, J. Jokimäki, M.L. Kisanlahti-Jokimäki y M. Dinettic. 2006. Avifauna homogenisation by urbanization analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*. 127(3): 336 – 344.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C. 2003. Estimación de la tasa de transformación del hábitat en el "Corredor Biológico Chichinautzin" Periodo 1973-2000. Disponible en: https://simec.conanp.gob.mx/TTH/Chichinautzin_Zempoala_Tepozteco/Chichinautzin_Zempoala_Tepozteco_TTH_1973_2000.pdf
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2015. Ciudad de México. Disponible en: http://avesmx.conabio.gob.mx/EspeciesRegion.html#ESTADO_9

- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2020. Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales, Comunitarias y Privadas de México 2020. Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/anpest20gw.html>
- CONABIO- UAEM, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de México. 2004. La Diversidad Biológica en Morelos: Estudio del Estado. *Capítulo 3: Biodiversidad*. Contreras-MacBeath, T., J.C. Boyás, F. Jaramillo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. Primera edición, 32 – 53.
- Correa-Ayram C.A. 2012. Análisis del cambio en la conectividad del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán como marco para la identificación de escenarios de conservación. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Facultad de Filosofía y Letras] <https://tesiunam.dgb.unam.mx/>
- Correa-Ayram C.A., M.E. Mendoza, A. Etter y D.R. Pérez-Salicrup. 2017. Anthropogenic impact on habitat connectivity: A multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators*. 72: 895 – 909.
- Cox K., J. Maes, H. Van Calster y J. Mergeay. 2017. Effect of the landscape matrix on gene flow in a coastal amphibian metapopulation. *Conservation Genetics*.18(6): 1359 – 1375.
- CRRH, Comité Regional de Recursos Hidráulicos. 2020. Centro Clima: WorldClim. Disponible en: <https://centroclima.org/clima/worldclim/>
- Cuervo-Robayo A.P., C. Ureta, M.A. Gómez-Albores, A.K. Meneses-Mosquera, O. Téllez-Valdés y E. Martínez-Meyer. 2020. One hundred years of climate change in Mexico. *Plos One*. 15(7): e0209808.
- Del Valle A.R. 2017. Curvas ROC (Receiver-Operating-Characteristic) y sus aplicaciones. [Trabajo final de Grado en Matemáticas, Universidad de Sevilla, Departamento de Estadística e Investigación Operativa] <https://idus.us.es/bitstream/handle/11441/63201/Valle%20Benavides%20Ana%20Roc%20C3%ADo%20del%20TFG.pdf>
- DeSucre-Medrano A.E., P. Ramírez, H.G. de Silva y S. Ramírez. 2009. Parte II: Diversidad de especies. Aves, Ceballos G., List R., G. Garduño, R.L. Cano, M.J.M. Quintanar, E. Collado, J.E. San Román. *La Diversidad Biológica del Estado de México: estudio de estado*. Gobierno del Estado de México. Secretaria del Medio Ambiente.
- Díaz M., J. Fernández, A. Page. 2022. Cat colonies and flight initiation distances of urban birds: Dealing with conflicting sources of citizen wellbeing. *Science of the Total Environment*. 827: 154401.

- Díaz-Valenzuela R. y R. Ortiz-Pulido. 2011. Effects of a snowstorm event on the interactions between plants and hummingbirds: fast recovery of spatio-temporal patterns. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82(4): 1243 – 1248.
- Dickson B.G., C.M. Albano, R. Anantharaman, P. Beier, J. Fargione, T.A. Graves, M.E. Gray, K.R. Hall, J.J. Lawler, P.B. Leonard, C.E. Littlefield, M.L. McClure, J. Novembre, C.A. Schloss, N.H. Schumaker, V.B. Shah y D.M. Theobald. 2018. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*. 33(2): 239 – 249.
- Dobbs C., C. Nitschke y D. Kendal. 2017. Assessing the drivers shaping global patterns of urban vegetation landscape structure. *Science of the Total Environment*. 592: 171 – 177.
- Doerr V.A.J., E.D. Doerr y M.J. Davies. 2011. Dispersal behaviour of Brown Treecreepers predicts functional connectivity for several other woodland birds. *Emu-Austral Ornithology*. 111(1): 71 – 83.
- Elith J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y.E. Chee y C.J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17(1): 43 – 57.
- Errejón-Gómez J.C., J. Vila Subirós, J.L. Flores Flores, H. Reyes Hernández y C.A. Muñoz-Robles. 2018. Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México. *Investigaciones Geográficas*. (70): 181 – 196.
- Ezcurra, E., V. Fuentes, J. Legorreta, J.M. Navarro, V.H. Páramo y M.C. Serra. 1991. Problemas Ambientales en la Ciudad de México. *Ciencias* 21: 19 – 22.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34: 487 – 515.
- Feeley K.J., M.R. Silman, M.B. Bush, W. Farfan, K.G. Cabrera, Y. Malhi, P. Meir, N.S. Revilla, M.N.R. Quisiyupanqui y S. Saatchi. 2011. Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography*. 38(4): 783 – 791.
- Fick S.E., R.J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37(12): 4302 – 4315.
- Flousek J., T. Telenský, J. Hanzelka y J. Reif. 2015. Population Trends of Central European Montane Birds Provide Evidence for Adverse Impacts of Climate Change on High-Altitude Species. *Plos One*. 10(10): e0139465.
- Franklin J. 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. New York, United States of America. Cambridge University Press.

- Garrido-Garduño T., O. Téllez-Valdés, S. Manel y E. Vázquez-Domínguez. 2016. Role of habitat heterogeneity and landscape connectivity in shaping gene flow and spatial population structure of a dominant rodent species in a tropical dry forest. *Journal of Zoology*. 298(4): 1 – 10.
- Gill F, D Donsker y P Rasmussen (Eds.). 2022. Lista Mundial de Aves del COI (v12.2). doi: 10.14344/IOC.ML.12.1. Disponible en: <https://www.worldbirdnames.org/new/>
- Goddard M.A., A.J. Dougill y T.G. Benton. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*. 25(2): 90 – 98.
- González-Saucedo Z.Y., A. González-Bernal y E. Martínez-Meyer. 2021. Identifying priority areas for landscape connectivity for three large carnivores in northwestern Mexico and southwestern United States. *Landscape Ecology*. 36(3): 877 – 896.
- Graham C.H. 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology*. 15(6): 1789 – 1798.
- Graham C.H., S.R. Supp, D.R. Powers, P. Beck, M.C.W. Lim, A. Shankar, T. Cormier, S. Goetz y S.M. Wethington. 2016. Winter conditions influence biological responses of migrating hummingbirds. *Ecosphere*. 7(10): e01470.
- Graviola G.R., M.C. Ribeiro y J.C. Pena. 2022. Reconciling humans and birds when designing ecological corridors and parks within urban landscapes. *Ambio*. 51(1), 253-268.
- Greig E.I., E.M. Wood y D.N. Bonter. 2017. Winter range expansion of a hummingbird is associated with urbanization and supplementary feeding. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 284(1852): 20170256002E
- Grimm N.B., S.H. Faeth, N.E. Golubiewski, C.L. Redman, J. Wu, X. Bai y J.M. Briggs. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*. 319 (5864): 756 – 760.
- Gurrutxaga M., L. Rubio y S. Saura. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*. 101(4): 310 – 320.
- Hadley A.S. y M.G. Betts. 2009. Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. *Biology letters*. 5(2): 207 – 210.
- Havlíček, J., J. Riegert, J. Bandhauerová, R. Fuchs y M. Šálek. 2021. Species-specific breeding habitat association of declining farmland birds within urban environments: conservation implications. *Urban Ecosystems*. 24(6): 1259 – 1270.

- Hernández J.E.R. y Á.E. Henze. 2007. Flora y vegetación del Distrito Federal. Luna I., J.J. Morrone, D. Espinosa. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. CDMX, México. 231 – 253.
- Hillman S.S., R.C. Drewes, M.S. Hedrick y T.V. Hancock. 2014. Physiological vagility and its relationship to dispersal and neutral genetic heterogeneity in vertebrates. *The Journal of Experimental Biology*. 217(18): 3356 – 3364.
- INAH, Instituto Nacional de Antropología e Historia. 2011. Región Centro Sur. Disponible en:
http://www.territorioarqueologico.inah.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=3&Itemid=9
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2013. Conociendo Morelos. Disponible en:
http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/estudios/conociendo/MORELOS.pdf
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2022. Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM). Disponible en:
<https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2022. Censo de población y vivienda 2020. Disponible en:
https://www.inegi.org.mx/app/tabulados/interactivos/?px=Poblacion_07&bd=Poblacion
- Ingvarsson P.K. 2001. Restoration of genetic variation lost – the genetic rescue hypothesis. *TRENDS in Ecology & Evolution*. 16 (2): 62 – 63.
- Isaksson, C. 2015. Urbanization, oxidative stress and inflammation: a question of evolving, acclimatizing or coping with urban environmental stress. *Functional Ecology*. 29(7): 913 – 923.
- Johnson M.T.J. y J. Munshi-South. 2017. Evolution of life in urban environments. *Science*. 358(6363): eaam8327.
- Kass J.M., R. Muscarella, G.E. Pinilla-Buitrago y P.J. Galante. 2021. ENMeval 2.0.0 Viñeta. Disponible en: <https://jamiemkass.github.io/ENMeval/articles/ENMeval-2.0.0-vignette.html#introduction>
- Keller I. y C.R. Largiadér. 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 270(1513): 417 – 423.
- Kimmig S.E., J. Beninde, M. Brandt, A. Schleimer, S. Kramer-Schadt, H. Hofer, K. Börner, C. Schulze, U. Wittstatt, M. Heddergott, T. Halczok, C. Staubach y A.C. Frantz. 2020. Beyond the landscape: Resistance modelling infers physical and behavioral gene

flow barriers to a mobile carnivore across a metropolitan area. *Molecular Ecology*.29(3): 466 – 484.

Knapp S., M.F.J. Aronson, E. Carpenter, A. Herrera-Montes, K. Jung, D.J. Kotze, F.A. La Sorte, C.A. Lepczyk, I. Macgregor-Fors, J.S. Macivor, M. Moretti, C.H. Nilon, M.R. Piana, C.C. Rega-Brodsky, A. Salisbury, C.G. Threlfall, C. Trisos, N.S.G. Williams y A.K. Hahs. 2020. A Research Agenda for Urban Biodiversity in the Global Extinction Crisis. *BioScience*. 20(10): 1 – 12.

Kozakiewicz C.P., S. Carver y C.P. Burridge. 2018. Under-representation of avian studies in landscape genetics. *British Ornithologists' Union*. 160(1): 1 – 12.

Kurki, S., A. Nikula, P. Helle, y H. Lindén. 2000. Landscape Fragmentation and Forest Composition Effects on Grouse Breeding Success in Boreal Forests. *Ecology*. 81(7): 1985 - 1997.

Lambert M.R. y C.M. Donihue. 2020. Urban biodiversity management using evolutionary tools. *Nature ecology & evolution*. 4: 903 – 910.

Lara-Rodríguez N.Z., R. Díaz-Valenzuela, V. Martínez-García, E. Mauricio-López, S.A. Díaz, O.I. Valle, A.D. Fisher-de León, C. Lara y R. Ortiz-Pulido. 2012. Redes de interacción colibrí-planta del centro-este de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(2): 569 – 577.

Lara C., T.P. Feria-Arroyo, J. Dale, J. Muñoz, M.C. Arizmendi, J.F. Ornelas, R. Ortiz-Pulido, C.I. Rodríguez-Flores, R. Díaz-Valenzuela, V. Martínez-García, A. Díaz-Palacios, R. Partida, P.L. Enríquez, J.L. Rangel-Salazar y J. Schondube. 2012. Potential effects of the climate change in the distribution of hummingbirds: a study case with hummingbirds from the genus *Amazilia* and *Cyanthus*. *Ornitología Neotropical*. 23: 35 – 48.

Lepczyk C.A., M.F.J. Aronson, K.L. Evans, M.A. Goddard, S.B. Lerman y J.S. Macivor. 2016. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*. 20(10): 1 – 9.

Marín-Gómez O.H., C.R. Flores, M.C. Arizmendi. 2022. Assessing ecological interactions in urban areas using citizen science data: Insights from hummingbird–plant meta-networks in a tropical megacity. *Urban Forestry & Urban Greening*. 74: 127658.

Marra P.P., C.M. Francis, R.S. Mulvihill y F.R. Moore. 2005. The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia*. 142(2): 307 – 315.

Martínez D.R., J.L. Albín, J.C. Cabaleiro, T.F. Pena, F.F. Rivera y V. Blanco. 2009. El Criterio de Información de Akaike en la Obtención de Modelos Estadísticos de Rendimiento. *XX Jornadas de Paralelismo*. 439 – 444.

McDonnell M.J. y I. MacGregor-Fors. 2016. The ecological future of cities. *Science*. 352(6288): 936 – 938.

McDonnell M.J. y A.K. Hahs. 2015. Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 46: 261 – 80.

- McKinney M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*. 11(2): 161 – 176.
- McRae B.H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution* 60(8): 1551 – 1561.
- McRae B.H. y P. Beier. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104(50): 19885 – 19890.
- McRae B., V. Shah y A. Edelman. 2016. Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. Disponible en: <https://math.mit.edu/~edelman/publications/circuitscape.pdf>
- Meléndez-Herrada A., R.G. Wilson, H.G. de Silva, P. Ramírez. 2013. *Aves del Distrito Federal. Una lista anotada*. (1.ª ed.). Universidad Autónoma Metropolitana.
- Moilanen A. e I. Hanski. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*. 95(1): 147 – 151.
- Mota-López, D. 2008. Cobre nieve al menos siete municipios de Hidalgo. *El Universal*. Disponible en: <http://www.eluniversal.com.mx/notas/471512.html>
- Munshi-South, J. 2012. Urban landscape genetics: canopy cover predicts gene flow between white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City. *Molecular Ecology* 21(6): 1360 – 1378.
- Munshi-South J. y J.L. Richardson. 2020. Capítulo 4. Landscape genetic approaches to understanding movement and gene flow in cities. Szulkin M., J. Munshi-South, A. Charmantier. *Urban Evolutionary Biology*. Oxford University Press.
- Munshi-South, J., C.P. Zolnik y S.E. Harris. 2016. Population genomics of the Anthropocene: urbanization is negatively associated with genome-wide variation in white-footed mouse populations. *Evolutionary Applications*. 9(4): 546 – 564.
- Muscarella, R., P.J. Galante, M. Soley-Guardia, R.A. Boria, J.M. Kass, M. Uriarte y R.P. Anderson. 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*. 5(11): 1198 – 1205.
- Noël S., M. Ouellet, P. Galois y F.J. LaPointe. 2007. Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics*. 8(3): 599 – 606.
- O'Donnell, M.S. e D.A. Ignizio. 2012. Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States. *US geological survey data series*. 691(10):4 – 9.
- Ogasawara O. 2014. Methods to partition data for evaluation. R Graphical Manual. Disponible en:

https://www.imsbio.co.jp/RGM/R_rdf?f=ENMeval/man/get.evaluation.bins.Rd&d=R_CC

- Olmo L. G. y E. Roldán-Velasco. 2013. *Aves comunes de la Ciudad de México*. Segunda edición. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO.
- Ortega-Álvarez R. y I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*. 90(3-4): 189 – 195.
- Ortega-Álvarez R. y I. MacGregor-Fors. 2011. Conociendo al gorrión casero: Variación de la abundancia de *Passer domesticus* en diferentes tipos de uso de suelo de la ciudad de México. *El canto del Centzontle*. 2(1): 15 – 28.
- Ortiz-Pulido R., S.A. Díaz, O.I. Valle-Díaz y A.D. Fisher. 2012. Hummingbirds and the plants they visit in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83(1): 152 – 163.
- Osorio-Olvera L., A. Lira-Noriega, J. Soberón, A.T. Peterson, M. Falconi, R.G. Contreras-Díaz, E. Martínez-Meyer, V. Barve, y N. Barve. 2020. Ntbox: An R package with graphical user interface for modeling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*. 11(10): 1199 – 1206.
- Palacio L.J. 2021. Introducción a las curvas ROC para clasificadores binarios [Trabajo final de Grado en Matemáticas, Universidad de Zaragoza, Facultad de Ciencias] <https://zaguan.unizar.es/record/110359/files/TAZ-TFG-2021-2928.pdf>
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 37:637 – 669.
- Partida L.R., P.L. Enríquez, J.L. Rangel-Salazar, C. Lara y M. Martínez-Ico. 2012. Abundancia de colibríes y uso de flores en un bosque templado del sureste de México. *Revista de Biología Tropical* 60(4): 1621 – 1630.
- Pauw A. y K. Louw. 2012. Urbanization Drives a Reduction in Functional Diversity in a Guild of Nectar-feeding Birds. *Ecology and Society*. 17(2): 1 – 8.
- Peng J., H. Zhao y Y. Liu. 2017. Urban ecological corridors construction: A review. *Acta Ecologica Sinica*. 37(1): 23 – 30.
- Phillips S.J., M. Dudík y R.E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*. 83.
- Phillips S.J., R.P. Anderson, M. Dudík, R.E. Schapire y M.E. Blair. 2017. Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* 40(7): 887 – 893.
- Phillips S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190(3-4): 231 – 259.

- Plummer K.E., K. Risely, M.P. Toms y G.M. Siriwardena. 2019. The composition of British bird communities is associated with long-term garden bird feeding. *Nature Communications*. 10(2088): 1 – 8.
- Posada S.L., M.S. Zoot y R.R. Noguera. 2007. Comparación de modelos matemáticos: una aplicación en la evaluación de alimentos para animales. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*. 20(2): 141 – 148.
- Prieto-Torres D.A., L.E.N. Rosas, D.R. Figueroa y M.C. Arizmendi. 2021. Most Mexican hummingbirds lose under climate and land-use change: Long-term conservation implications. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 19(4): 487 – 499.
- Ramos A.J.S., M.B.T. Romero, M.M.M. Cabrales y C.B. Cruz. 2009. El colibrí: desde la cultura Azteca hasta su importancia biológica y ecológica. *Kuxulkab'*. 16 (29): 89 – 93.
- Rangwala I. y J.R. Miller. 2012. Climate change in mountains: a review of elevation-dependent warming and its possible causes. *Climatic change*. 114(3): 527 – 547.
- Restrepo, M.P. y A.P. Monroy. 2020. Colibríes, una historia natural de belleza y polinización. *Revista Ambiental ÉOLO*. 19(14): 204 – 215.
- Ricketts T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*. 158(1): 87 – 99.
- Rivkin L.R. y M.T.J. Johnson. 2022. The impact of urbanization on outcrossing rate and population genetic variation in the native wildflower, *Impatiens capensis*. *Journal of Urban Ecology*. 8(1): 1 – 8.
- Rodríguez-Flores C.I., J.F. Ornelas, S. Wethington y M.C. Arizmendi. 2019. Are hummingbirds generalists or specialists? Using network analysis to explore the mechanisms influencing their interaction with nectar resources. *Plos One*. 14(2): e0211855.
- Roth T., M. Plattner y V. Amrhein. 2014. Plants, birds and butterflies: short-term responses of species communities to climate warming vary by taxon and with altitude. *PloS One*. 9(1): e82490.
- Santangelo, J.S., L.S. Miles, S.T. Breitbart, D. Murray-Stoker, L.R. Rivkin, M.T.J. Johnson y R.W. Ness. 2020. Capítulo 3. *Urban Environments as a Framework to Study Parallel Evolution*. Szulkin M., J. Munshi-South, A. Charmantier. Urban Evolutionary Biology. Oxford University Press.
- Saura S. y L. Rubio. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33(3): 523 – 537.
- Secretaría del Medio Ambiente. 2008. Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y Vulnerabilidad del Estado de México ante el Cambio Climático Global. Disponible en:

http://sma.edomex.gob.mx/sites/sma.edomex.gob.mx/files/files/sma_pdf_base_dia_g_cam_cli.pdf

SEDEMA, Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. 2015. Localización geográfica de la CDMX. Disponible en: <http://data.sedema.cdmx.gob.mx/biodiversidadcdmx/geografia.html>

SEDEMA, Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. 2020a. Áreas Naturales Protegidas (ANP) Por Nivel y Categoría. Disponible en: <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/areas-naturales-protégidas-anp-diferenciadas-en-ciudad-de-mexico>

SEDEMA, Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. 2020b. Espacio público de la Ciudad de México. Disponible en: <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/espacio-publico-de-la-ciudad-de-mexico>

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2007. Situación de la Flora y Fauna del Estado de México Respecto a la NOM-059-SEMARNAT-2001. Disponible en: https://sma.edomex.gob.mx/sites/sma.edomex.gob.mx/files/files/sma_pdf_flora_fauna_em.pdf

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2022. Precipitación media histórica por entidad federativa (milímetros). Disponible en: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_AGUA01_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=* &NOMBREANIO=*

Sierra-Fandiño C.A. 2019. Uso del espacio ambiental disponible y su efecto en los rangos geográficos de distribución de colibríes [Trochilidae] en la zona noroccidental de Suramérica. [Tesis de Licenciatura, Universidad de la Salle. Departamento de Ciencias Básicas] <https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1065&context=biologia>

Slabbekoorn H. y M. Peet. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*. 424(6946): 267.

Sol D., C. González-Lagos, D. Moreira, J. Maspons y O. Lapiedra. 2014. Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*. 17(8): 942 – 950.

Stouffer, P.C., y Jr. R.O. Bierregaard. 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology*. 9(5): 1085 – 1094.

Strohbach M.W., S.B. Lerman y P.S. Warren. 2013. Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning*. 114: 69 – 79.

Subirós J.V., D.V. Linde, A.L. Pascual y A.R. Palom. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*. 48: 151 – 166.

- Sur S., A. Sharma, A.K. Trivedi, S.K. Bhardwaj y V. Kumar. 2019. Temperature affects liver and muscle metabolism in photostimulated migratory redheaded buntings (*Emberiza bruniceps*). *Journal of Comparative Physiology B*. 189(5): 623 – 635.
- Szulkin M., C.J. Garroway, M. Corsini, A.Z. Kotarba y D. Dominoni. 2020. Capítulo 2. *How to quantify urbanization when testing for urban evolution?*, Szulkin M., J. Munshi-South, A. Charmantier. *Urban Evolutionary Biology*. Oxford University Press.
- Szulkin M., J. Munshi-South y A. Charmantier. 2020. Capítulo 1. *Introduction*. Szulkin M., J. Munshi-South, A. Charmantier. *Urban Evolutionary Biology*. Oxford University Press.
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571 – 573.
- Tejada A., A. Bonilla-Rivero, L.A. González, J. Velásquez y H. López-Rojas. 2013. Aislamiento por distancia y selección en poblaciones de *Anolis onca* al noreste de la península de Araya, Estado Sucre, Venezuela. *Saber*. 25(1): 46 – 56.
- Torres M.G. y A.G. Navarro-Sigüenza. 2000. Los colibríes de México, brillo de la biodiversidad. CONABIO. *Biodiversitas* 28(5): 1 – 6.
- Unfried T.M., L. Hauser y J.M. Marzluff. 2013. Effects of urbanization on Song Sparrow (*Melospiza melodia*) population connectivity. *Conservation Genetics*. 14(1): 41 – 53.
- United Nations. Department of Economic and Social Affairs, Population Dynamics. 2018. World Population Prospects 2019. Disponible en: <https://population.un.org/wpp/>
- Urbina-Torres F. 2016. Registros notables de aves de Morelos, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 17 (1): 163 – 174.
- Vásquez-Aguilar A.A., C.M.S. González y J.F. Ornelas. 2021. Cambio climático y distribución de aves: el caso del colibrí yucateco. *Ecofronteras*. 25(72): 25 – 27.
- Vasudev D., R.J.Jr. Fletcher, V.R. Goswami y M. Krishnadas. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*. 38(10): 967 – 978.
- Vergnes A., C. Kerbiriou y P. Clergeau. 2013. Ecological corridors also operate in an urban matrix: A test case with garden shrews. *Urban Ecosyst*. 16: 511 – 525.
- Vidal-Hernández W.J. 2018. Uso diferencial de flores y bebederos artificiales en colibríes: un estudio de caso en bosques templados de México. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, posgrado en Ciencias Biológicas, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Ecología] https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/FBH3XQCBAVD86ANU8PSI9EP1SBQ4ITEDQXU2TNT9IECXMQJQFG-12168?func=full-set-set&set_number=413421&set_entry=000010&format=999
- Villaseñor N.R., M.A.H. Escobar y H.J. Hernández. 2021. Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds?. *Urban Forestry & Urban Greening*, 61: 127102.

- Volpe N.L., W.D. Robinson, S.J.K. Frey, A.S. Hadley y M.G. Betts. 2016. Tropical Forest fragmentation limits movements, but not occurrence of a generalist pollinator species. *Plos One*. 11(12): e0167513.
- Von Thaden J., R. Badillo-Montaña, A. Lira-Noriega, A. García-Ramírez, G. Benítez, M. Equihua, N. Looker y O. Pérez-Maqueo. 2021. Contributions of green spaces and isolated trees to landscape connectivity in an urban landscape. *Urban Forestry & Urban Greening*. 64: 127277.
- Wagner H.H. y M.J. Fortin. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology*. 86(8): 1975 – 1987.
- Walther G. R., S. Beissner y C.A. Burga. 2005. Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16(5): 541 – 548.
- Xu, Y., Y. Si, Y. Wang, Y. Zhang, H.H.T. Prins, L. Cao y W.F. de Boer. 2019. Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications*. 29(7): e01960.
- Zacarias D. y R. Loyola. 2018. Distribution modelling and multi-scale landscape connectivity highlight important areas for the conservation of savannah elephants. *Biological Conservation*. 224: 1 – 8.
- Zhao S.X., N.S. Guo, C.L.K. Li y C. Smith. 2017. Megacities, the world's largest cities unleashed: major trends and dynamics in contemporary global urban development. *World Development*. 98: 257 – 289.
- Zonneveld I.S. 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology*. 3(2): 67 – 86.
- Zubelzu M.S. y F. Allende. 2015. El concepto de paisaje y sus elementos constituyentes: requisitos para la adecuada gestión del recurso y adaptación de los instrumentos legales en España. *Cuadernos de Geografía, Revista Colombiana de Geografía*. 24(1): 29 – 42.

Anexos

Anexo 1

Algunos de los estudios realizados sobre la respuesta de las especies ante la composición y configuración del paisaje.

Estudios de conectividad en diferentes países			
Autores/Año	Especie (s)	Localización	Resultados
Munshi-South et al., 2016.	Ratón de patas blancas (<i>Peromyscus leucopus</i>)	Nueva York, Estados Unidos	La urbanización está asociada con una reducción de la variación del genoma entre las poblaciones de los diferentes sitios estudiados.
Zacarías y Loyola, 2018.	Elefante africano (<i>Loxodonta africana</i>)	África	Determinaron la conectividad del ambiente al pasado, presente y futuro, usando modelado de nicho ecológico. Encontrando que el cambio climático podría fragmentar el hábitat de la especie, y aislar a las poblaciones, por lo que propusieron la protección de corredores que podrían servir para mejorar la capacidad de dispersión del elefante.
Ashrafzadeh et al., 2020.	Guepardo asiático (<i>Acinonyx jubatus venaticus</i>), leopardo de Persia (<i>Panthera pardus saxicolor</i>), caracal (<i>Caracal caracal</i>), lince euroasiático (<i>Lynx ufu</i>), manul (<i>Otocolobus manul</i>), gato montés (<i>Felis silvestris</i>)	Irán	Los parches y corredores permiten la conectividad entre los felinos. La importancia de las áreas naturales protegidas, brindan un refugio para las especies de félidos.

Anexo 1

Algunos de los estudios realizados sobre la respuesta de las especies ante la composición y configuración del paisaje.

Estudios de conectividad en diferentes países			
Autores/Año	Especie (s)	Localización	Resultados
Kimmig et al., 2020.	Zorro rojo (<i>Vulpes vulpes</i>)	Brandeburgo y Berlín	Las estructuras artificiales como vías de ferrocarril y autopistas sirvieron como principales corredores de dispersión en el ambiente urbano. Los zorros evitan zonas en las que hay mayor actividad humana, por lo que la antropización afecta su dispersión.
Cox et al., 2017.	Sapo corredor (<i>Epidalea calamita</i>)	Bélgica y Francia	Identificaron tres subpoblaciones con flujo de genes unidireccional entre las dos subpoblaciones más separadas geográficamente. La urbanización y la altura de la vegetación afectaron negativamente la conectividad. Las bajas estimaciones de la diversidad genética y el tamaño efectivo de la población indican que se requieren medidas de conservación en la subpoblación más pequeña y aislada.
González-Saucedo et al. 2021	Lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>), el oso negro (<i>Ursus americanus</i>) y el puma (<i>Puma concolor</i>).	Sierra Madre Occidental, México y en Mogollon Highlands Ecoregion, México – Estados Unidos.	Analizaron la idoneidad del hábitat y la conectividad del paisaje. Registraron áreas grandes y de calidad que podrían conectar el hábitat de estos mamíferos entre México y Estados Unidos.
Carrillo et al., 2019.	Tapir centroamericano (<i>Tapirus bairdii</i>)	Calakmul, Campeche, México.	Analizaron la conectividad del paisaje entre bosques tropicales de la región Calakmul y la Reserva de la Biosfera de Calakmul, identificaron la existencia de nodos y corredores que permitieran conectar los distintos parches, los cuáles son importantes para permitir la dispersión del tapir.

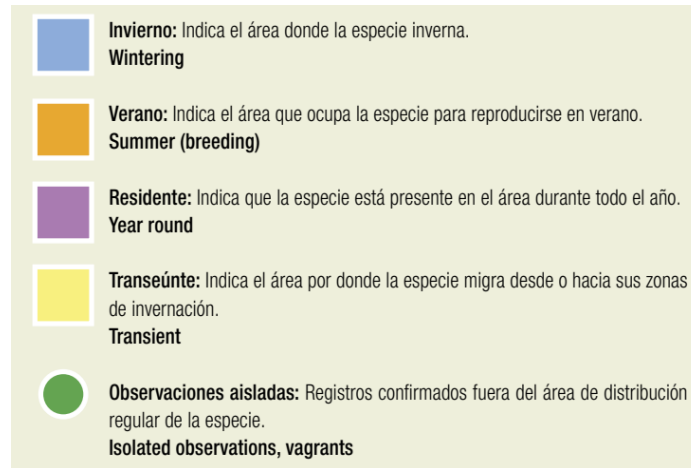
Anexo 1

Algunos de los estudios realizados sobre la respuesta de las especies ante la composición y configuración del paisaje.

Estudios de conectividad en México			
Autores/Año	Especie (s)	Localización	Resultados
Errejón -Gómez et al., 2018	Jaguar (<i>Panthera onca</i>)	Reservas “El Cielo” en el sur de Tamaulipas y la “Sierra del Abra-Tanchipa” en el noreste de San Luis Potosí.	Las reservas analizadas fueron “El Cielo” y la “Sierra del Abra-Tanchipa” encontrándose conectividad entre ambas. Se encontró que la reserva de la biosfera del Abra-Tanchipa presenta tres corredores principales para la movilidad potencial del jaguar, los cuáles se ven en riesgo por el crecimiento de zonas urbanas, superficies agrícolas y ganaderas, superficies mineras y la posible construcción de una autopista.
Arroyo-Rodríguez et al., 2013.	Mono aullador negro guatemalteco (<i>Alouatta pigra</i>)	Selva tropical Lacandona, México	Estudiaron la conectividad del paisaje en dos escalas (local y amplia), encontraron que la escala local afecta más a los monos aulladores, en especial cuando los parches se encuentran aislados. Además, la densidad de la población se asoció positivamente con la permeabilidad de la matriz.
Garrido-Garduño et al., 2016.	Ratón espinoso pintado (<i>Liomys pictus</i>)	Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.	La especie se diferencia en grupos genéticos delimitados por límites claros en el paisaje. Se encontró aislamiento por distancia para las hembras. Además, que los arroyos y zonas boscosas funcionan como corredores, por lo tanto, podrían ser preservados para ayudar con la dispersión de esta y otras especies de roedores.

Anexo 2




Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).



Especie	Distribución
<p>Colibrí barba negra (<i>Archilochus alexandri</i>)</p>	
<p>Colibrí garganta rubí (<i>Archilochus colubris</i>)</p>	


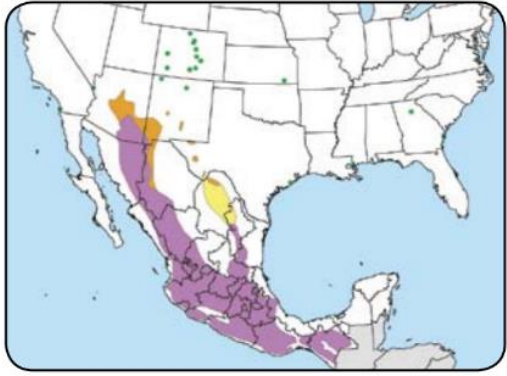

Anexo 2

Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).

Especie	Distribución
Zafiro orejas blancas (<i>Basilinna leucotis</i>)	
Colibrí lucifer (<i>Calothorax lucifer</i>)	
Colibrí orejas violetas (<i>Colibri thalassinus</i>)	




Anexo 2

Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).

Especie	Distribución
Colibrí pico ancho (<i>Cynanthus latirostris</i>)	
Colibrí magnífico (<i>Eugenes fulgens</i>)	
Colibrí garganta amatista (<i>Lampornis amethystinus</i>)	

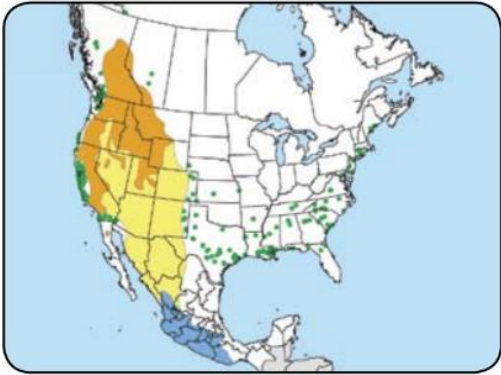

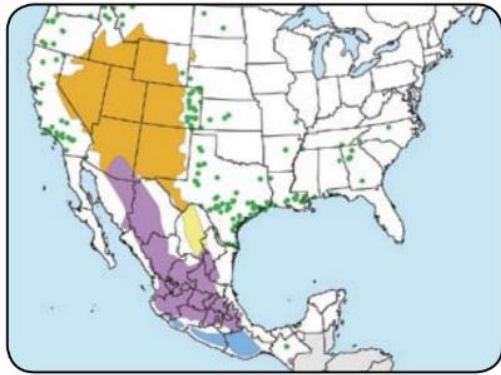
Anexo 2

Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).

Especie	Distribución
Colibrí garganta azul (<i>Lampornis clemenciae</i>)	
Colibrí corona violeta (<i>Leucolia violiceps</i>)	
Colibrí berilo (<i>Saucerottia beryllina</i>)	

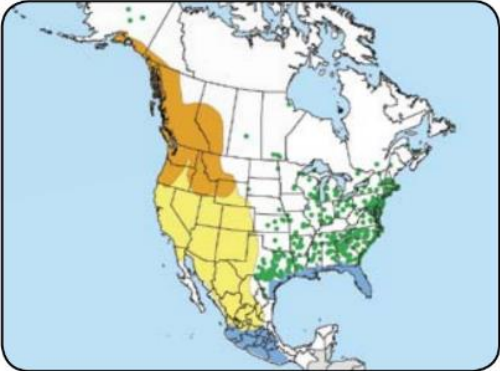


Anexo 2

Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).

Especie	Distribución
Zumbador garganta rayada (<i>Selasphorus calliope</i>)	
Zumbador mexicano (<i>Selasphorus heloisa</i>)	
Zumbador cola ancha (<i>Selasphorus platycercus</i>)	

Anexo 2

Mapas de distribución de las especies. Tomado de Arizmendi y Berlanga-García (2014).

Especie	Distribución
Zumbador canelo (<i>Selasphorus rufus</i>)	
Zumbador de Allen (<i>Selasphorus sasin</i>)	
Colibrí cola pinta (<i>Tilmatura dupontii</i>)	

Anexo 3

Capas ambientales obtenidas de WorldClim v2.1

Capa	Variable ambiental
Bio01	Temperatura Media Anual
Bio02	Intervalo medio diurno (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))
Bio03	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100)
Bio04	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100)
Bio05	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio06	Temperatura mínima del mes más frío
Bio07	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
Bio08	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio09	Temperatura media del trimestre más seco
Bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio12	Precipitación Anual
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
Bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

Anexo 4

Capas de la cobertura del suelo obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental

Capa de suelo	Información
Capa_01	Temperate or sub-polar needleleaf forest/Bosque templado o subpolar de hojas de aguja
Capa_02	Sub-polar taiga needleleaf forest / Bosque de hojas de aguja de taiga subpolar
Capa_03	Tropical or subtropical broadleaf evergreen forest/ Bosque de hoja perenne tropical o subtropical latifoliado
Capa_04	Tropical or subtropical broadleaf deciduous forest/ Bosque caducifolio latifoliado tropical o subtropical
Capa_05	Temperate or sub-polar broadleaf deciduous forest / Bosque caducifolio latifoliado templado o subpolar
Capa_06	Mixed forest / Bosque mixto
Capa_07	Tropical or sub-tropical shrubland / Matorral tropical o subtropical
Capa_08	Temperate or sub-polar shrubland / Matorral templado o subpolar
Capa_09	Tropical or sub-tropical grassland / Pastizales tropicales o subtropicales
Capa_10	Temperate or sub-polar grassland / Pastizales templados o subpolares
Capa_11	Sub-polar or polar shrubland-lichen-moss/ Matorrales-líquenes-musgos subpolares o polares
Capa_12	Sub-polar or polar grassland-lichen-moss/ Pastizales-líquenes-musgos subpolares o polares
Capa_13	Sub-polar or polar barren-lichen-moss/ Líquen-musgo subpolar o polar estéril

Anexo 4

Capas de la cobertura del suelo obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental

Capa_14	Wetland / Humedal
Capa_15	Cropland / Tierras de cultivo
Capa_16	Barren lands / Tierras estériles
Capa_17	Urban / Urbano
Capa_18	Water / Agua
Capa_19	Snow and Ice / Nieve y hielo

Anexo 5

Capas de la cobertura del suelo obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental encontradas en el área de estudio.

Capa de suelo	Información
Capa_01	Temperate or sub-polar needleleaf forest / Bosque templado o subpolar de hojas de aguja
Capa_03	Tropical or sub-tropical broadleaf evergreen forest / Bosque de hoja perenne tropical o subtropical latifoliado
Capa_04	Tropical or sub-tropical broadleaf deciduous forest / Bosque caducifolio latifoliado tropical o subtropical
Capa_05	Temperate or sub-polar broadleaf deciduous forest / Bosque caducifolio latifoliado templado o subpolar
Capa_06	Mixed forest / Bosque mixto
Capa_07	Tropical or sub-tropical shrubland / Matorral tropical o subtropical
Capa_08	Temperate or sub-polar shrubland / Matorral templado o subpolar
Capa_09	Tropical or sub-tropical grassland / Pastizales tropicales o subtropicales
Capa_10	Temperate or sub-polar grassland / Pastizales templados o subpolares
Capa_14	Wetland / Humedal
Capa_15	Cropland / Tierras de cultivo
Capa_16	Barren lands / Tierras estériles
Capa_17	Urban / Urbano
Capa_18	Water / Agua

Anexo 6

Pasos seguidos para la separación y reclasificación de las capas de uso del suelo, obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).

- 1.- Cortar el mapa del modelo digital de elevación y el mapa de uso de suelo, usando como molde un archivo shape del área de estudio.
 - 2.- Abrir en ArcMap la imagen de uso de suelo ya recortada.
 - 3.- Transformar el mapa a un polígono, para ello abrir la caja de herramientas de ArcMap, seleccionar en el menú *Conversion tools*, luego *From Raster* y *Raster to Polygon*.
 - 4.- Cambiar la proyección del mapa, en el menú de la caja de herramientas seleccionar *Data magnetic tools*, después *Projections and transformations* y finalmente *Project*. Cambiar la proyección a GCS_WGS_1984.
 - 5.- Importar la nueva capa, aquella que ya tiene la proyección GCS_WGS_1984. Ver sus propiedades y dar click en *Symbology*, luego en *Categories* y seleccionar *Gridcode*, dar click en *Add all values*, después en *Aplicar* y *Aceptar*.
 - 6.- Posteriormente se deben separar las capas, para ello seleccionar *Analysis tools* en la caja de herramientas, luego *Extract* y *Split by attributes*. Guardar las capas separadas.
 - 7.- Ir a RStudio y cambiar el formato del modelo digital de elevación, para cambiarlo de un archivo .ovr a .ascii. Guardar el archivo en formato .ascii.
- NOTA: Este paso también puede hacerse en ArcMap.
- 8.- Abrir el archivo .ascii del modelo digital de elevación en un block de notas y cambiar aquellos valores con el número -3.4e+38 por -9999, en *Edición-Reemplazar-Reemplazar todo*.
 - 9.- Abrir el programa IDRISI e importar una de las capas de uso de suelo en formato shape que se separaron anteriormente. Para importar las capas, dar click en *File-Import-Software_specific formats-ESRI formats-SHAPEIDR*.
 - 10.- Se abrirá una ventana, seleccionar *Shapefile to Idrisi*, después elegir la primera capa en *Input shapefile*, y en *Output Idrisi vector file* la ruta de la carpeta en la que se quiere guardar lo que se realizará, así como el nombre del archivo que se genera al abrir la capa. Dar click en *OK* y dar click en *OK* en la ventana emergente.
 - 11.- Importar el modelo digital de elevación, seleccionar: *File-Import-Software_specific formats-ESRI formats-ARCRASTER*. Se abrirá una ventana, seleccionar *ArclInfo raster ASCII format to Idrisi*, el modelo digital de elevación en *Input file*, y la ruta de la carpeta en la que se guardará, así como el nombre del archivo en *Output file*. Dar click en *Output reference information* y dar click en el

Anexo 6

Pasos seguidos para la separación y reclasificación de las capas de uso del suelo, obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).

botón de *Reference system*, para abrir su menú y seleccionar *LATLONG* en la lista. Dar click en *OK* en todas las ventanas.

NOTA: Para ver mejor la capa raster puedes seleccionar *Layer properties* en la ventana de la derecha y llevar a 0 el *Display Min*. Dar click en *OK*.

12.- Buscar *Initial* en el buscador del menú principal de IDRISI. Seleccionar *Copy spatial parameters from another image* y seleccionar la ruta de la carpeta en la que se guardará el archivo en *Output image*. Elegir la capa del modelo digital de elevación del paso anterior en *Image to copy parameters from*, seleccionar *integer* en *Output data type*, y dar click en *OK*.

13.- Buscar *RasterVector* en el buscador, seleccionar las opciones *Vector to raster* y *Polygon to raster*. Elegir la primera capa (importada en el paso 10) en *Vector polygon file*, y seleccionar la capa creada en el paso anterior en *Image file to be updated*. Dar click en *OK*.

14.- Buscar *Reclass* en el buscador, seleccionar las opciones *Image* y *User-defined reclass*, la capa realizada en el paso 12 y la ruta para guardar la nueva capa. En la tabla inferior escribir 1 en el primer y segundo espacio, y un número un poco mayor a la cifra más grande de los números en la barra de la capa del paso 12. Este paso permite asignar un valor de 1 a la capa. Dar click en *OK*.

15.- Buscar nuevamente *Reclass* en el buscador, seleccionar las opciones *Image* y *User-defined reclass*, la capa del modelo digital de elevación (del paso 11) y la ruta para guardar la nueva capa. Reclasificar en la tabla de la siguiente forma: a) Valor de 0 a todos los valores que vayan de 1 a un número mayor a la cifra más grande de la capa del modelo digital de elevación, esto generará que los valores de la capa sean igual a 0. b) Valor de -9999 a aquellos valores que van desde -99999... a 0.000000..1, para asignar el valor de -9999 al exterior de nuestra área de estudio.

NOTA: Este paso se puede realizar sólo una vez, no es necesario realizarlo para cada una de las capas.

16.- Buscar *Overlay* en el buscador, seleccionar la capa del paso 14 en *First image*, y el modelo digital de elevación reclasificado (capa del paso 15) en *Second image*, elegir la ruta para guardar la nueva capa. Dar click en *OK*.

17.- Buscar nuevamente *Reclass* en el buscador, seleccionar la capa generada en el paso anterior, asignar nombre y ruta de la capa que se generará, reclasificar en

Anexo 6

Pasos seguidos para la separación y reclasificación de las capas de uso del suelo, obtenidas de la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).

base al siguiente criterio: Valor de -9999 a aquellos valores que van desde -99999... a 0.000000..1. Dar click en *OK* y *Yes* en la ventana que aparece.

18.- Buscar *Filter* en el buscador, seleccionar la opción *7x7*, la imagen realizada en el paso anterior y asignar el nombre y ruta de guardado.

19.- Buscar nuevamente *Reclass* en el buscador, seleccionar la capa generada en el paso anterior y asignar el nombre y la ruta. Reclasificar en base al siguiente criterio: Valor de -9999 a aquellos valores que van desde -99999... a 0.000000..1. Dar click en *OK* y *No* en la ventana que aparece.

20.- Exportar la última capa generada, dar click en *File-Export-Software_specific formats-ESRI formats-ARCRASTER*. Y en la ventana emergente seleccionar *Idrisi to ArcInfo raster ASCII format*, seleccionar la última capa generada y el nombre y ruta para guardar la capa exportada. Dar click en *OK*.

21.- Abrir la capa exportada y el modelo digital de elevación reclasificado (capa del paso 15) en un block de notas, verificar que las propiedades sean las mismas o similares, de ser así, copiar los valores de: *Ncols*, *Nrows*, *Xllcorner*, *Yllcorner*, *CellSize* y *NoData_value* del modelo digital de elevación al archivo de la capa.

22.- Finalmente, visualizar en ArcMap la capa y verificar que la proyección y resolución sean las correctas.

23.- Repetir el procedimiento desde el paso 9 para cada una de las capas faltantes.

Anexo 7

Análisis de correlación entre las variables ambientales para cada una de las especies. En azul se presentan aquellas no correlacionadas.

Capas	Especies																
	<i>Archilochus alexandri</i>	<i>Archilochus colubris</i>	<i>Basilinna leucotis</i>	<i>Calothorax lucifer</i>	<i>Colibri thalassinus</i>	<i>Cynanthus latirostris</i>	<i>Eugenes fulgens</i>	<i>Lampornis amethystinus</i>	<i>Lampornis clemenciae</i>	<i>Leucolia violiceps</i>	<i>Saucerottia beryllina</i>	<i>Selasphorus caliope</i>	<i>Selasphorus heloisa</i>	<i>Selasphorus platycercus</i>	<i>Selasphorus rufus</i>	<i>Selasphorus sasin</i>	<i>Tilmatura dupontii</i>
1																	
2																	
3																	
4																	
5																	
6																	
7																	
8																	
9																	
10																	
11																	
12																	
13																	
14																	
15																	
16																	
17																	
18																	
19																	

Anexo 8

Scripts de R, utilizados para evaluar los modelos Checkerboard1 y Checkerboard2.

```
Checkerboard1
#Limpiar el ambiente
rm(list = ls())
#Llamar librerías
library(raster)
library(rgdal)
library(rJava)
library(dismo)
library(ENMeval)
library(sp)
library(magrittr)

#Llamar bases de datos (longitude y latitude)
setwd("~/Documentos2/Bases_NMeval")
bv=read.csv("Amazilia_beryllina.csv")

#Convertir a data frame
#Los números indican las columnas que queremos
occs=as.data.frame(bv[,1:2])
plot(occs)

#Capas ambientales
setwd("C:/Mapas_NMeval")
bio01=raster("bio01.asc")
bio02=raster("bio02.asc")
bio04=raster("bio04.asc")
bio12=raster("bio12.asc")
bio14=raster("bio14.asc")
bio15=raster("bio15.asc")
bio19=raster("bio19.asc")
capa01=raster("capa01.asc")
capa03=raster("capa03.asc")
capa04=raster("capa04.asc")
capa05=raster("capa05.asc")
capa06=raster("capa06.asc")
capa07=raster("capa07.asc")
capa08=raster("capa08.asc")
capa14=raster("capa14.asc")
capa15=raster("capa15.asc")
capa16=raster("capa16.asc")
capa17=raster("capa17.asc")
capa18=raster("capa18.asc")
vial=raster("vialidades.asc")
viento=raster("viento.asc")
dose1=raster("dose1.asc")

#Hacer una unión de las capas
envs=stack(bio01,bio02,bio04,bio12,bio14,bio15,bio19,capa01,capa03,capa04,capa05,capa06,capa07,capa08,capa14,capa15,capa16,capa17,capa18,vial,viento,dose1)
plot(envs)

#Para graficar la primera capa
plot(envs[[1]],main=names(envs)[1])

#Para ver los puntos sobre las capas
points(occs)

#Para que el data frame de puntos se vuelva un objeto
occs.sp=SpatialPoints(occs)

#Generación de 10000 puntos de todas las variables ambientales
#Cambia el nombre de las columnas para que después puedan compararse
bg=randomPoints(envs,n=10000)
plot(bg)
colnames(bg)[1] <- "longitude"
colnames(bg)[2] <- "latitude"
```

Anexo 8

Scripts de R, utilizados para evaluar los modelos Checkerboard1 y Checkerboard2.

```
#Para convertir a data frame
bg=as.data.frame(bg)

#Para ver que los puntos que se generaron se distribuyen en la zona de estudio
de manera homogenia
plot(envs[[1]],legend=FALSE)
points(bg, col='red')

#Modelo
eval2=ENMevaluate(occs, envs, bg, method="checkerboard1", RMvalues=seq(1, 1.5,
2),
fc=c("L","H","LQ","LQP","LQH","LQHP","LQHPT"),
algorithm="maxent.jar",parallel=TRUE)

#Resultados
setwd("C:/Result_ENMeval")
resultados=eval2@results
write.csv(resultados,"aberylinaresultadoschkb1.csv")
AIC=eval2@results[which(eval2@results$delta.AICc==0),]
write.csv(AIC,"aberylinaAICchkb1.csv")
aic.opt=eval2@models[[which(eval2@results$delta.AICc==0)]]
umbrales=aic.opt@results
write.csv(umbrales,"aberylinaumbraleschkb1.csv")
#contribuciones=var.importance(aic.opt)
#write.csv(contribuciones,"scalliopecontribucioneschkb12.csv")
pendientes=aic.opt@lambdas
write.csv(pendientes,"aberylinapendienteschkb1.csv")

#df=var.importance(aic.opt)
#barplot(df$permutation.importance, names.arg=df$variable, las=2,
ylab="Permutation Importance")
#barplot(df$percent.contribution, names.arg=df$variable, las=2, ylab="Percent
Contribution")
response(aic.opt)
aic.opt

#Para graficar el mapa con el valor de AIC mas bajo
#cambiar manualmente el número del mejor modelo
map=predict(eval2@models[[3]], envs, args=c("outputformat=logistic"))
writeRaster(map,"aberylinachkb1.asc")
plot(map)
library(prettymapr)
addscalebar()
prettymap(map, title = "aberylinachkb1")
addnortharrow()
```

Anexo 8

Scripts de R, utilizados para evaluar los modelos Checkerboard1 y Checkerboard2.

```
Checkerboard2
#Limpiar el ambiente
rm(list = ls())

#Llamar librerías
library(raster)
library(rgdal)
library(rJava)
library(dismo)
library(ENMeval)
library(sp)
library(magrittr)

#Llamar bases de datos (longitude y latitude)
setwd("~/Documentos2/Bases_NMeval")
bv=read.csv("Amazilia_beryllina.csv")

#Convertir a data frame
occs=as.data.frame(bv[,1:2])
plot(occs)

#Capas ambientales
setwd("C:/Mapas_NMeval")
bio01=raster("bio01.asc")
bio02=raster("bio02.asc")
bio04=raster("bio04.asc")
bio12=raster("bio12.asc")
bio14=raster("bio14.asc")
bio15=raster("bio15.asc")
bio19=raster("bio19.asc")
capa01=raster("capa01.asc")
capa03=raster("capa03.asc")
capa04=raster("capa04.asc")
capa05=raster("capa05.asc")
capa06=raster("capa06.asc")
capa07=raster("capa07.asc")
capa08=raster("capa08.asc")
capa14=raster("capa14.asc")
capa15=raster("capa15.asc")
capa16=raster("capa16.asc")
capa17=raster("capa17.asc")
capa18=raster("capa18.asc")
vial=raster("vialidades.asc")
viento=raster("viento.asc")
dose1=raster("dose1.asc")

envs=stack(bio01,bio02,bio04,bio12,bio14,bio15,bio19,capa01,capa03,capa04,capa05,capa06,capa07,capa08,capa14,capa15,capa16,capa17,capa18,vial,viento,dose1)
plot(envs)

#Para graficar la primera capa
plot(envs[[1]],main=names(envs)[1])

#Para ver los puntos sobre las capas
points(occs)

#Para que el data frame de puntos se vuelva un objeto
occs.sp=SpatialPoints(occs)

#Generación de 10000 puntos de todas las variables ambientales
bg=randomPoints(envs,n=10000)
plot(bg)
colnames(bg)[1] <- "longitude"
colnames(bg)[2] <- "latitude"
```


Anexo 8

Scripts de R, utilizados para evaluar los modelos Checkerboard1 y Checkerboard2.

```
#Para convertir a data frame
bg=as.data.frame(bg)

#Para ver que los puntos que se generaron se distribuyen en la zona de estudio
de manera homogenia
plot(envs[[1]], legend=FALSE)
points(bg, col='red')

#Modelo
eval3=ENMevaluate(occs, envs, bg, method="checkerboard2", RMvalues=seq(1, 1.5,
2),
fc=c("L", "H", "LQ", "LQP", "LQH", "LQHP", "LQHPT"),
algorithm="maxent.jar", parallel=TRUE)

#Resultados
setwd("C:/Result_ENMeval")
resultados=eval3@results
write.csv(resultados, "aberyllinaresultadoschkb2.csv")
AIC=eval3@results[which(eval3@results$delta.AIC==0),]
write.csv(AIC, "aberyllinaAICchkb2.csv")
aic.opt=eval3@models[[which(eval3@results$delta.AIC==0)]]
umbrales=aic.opt@results
write.csv(umbrales, "aberyllinaumbraleschkb2.csv")
#contribuciones=var.importance(aic.opt)
#write.csv(contribuciones, "clatirostriscontribucioneschkb2.csv")
pendientes=aic.opt@lambdas
write.csv(pendientes, "aberyllinapendienteschkb2.csv")

#df=var.importance(aic.opt)
#barplot(df$permutation.importance, names.arg=df$variable, las=2,
ylab="Permutation Importance")
#barplot(df$percent.contribution, names.arg=df$variable, las=2, ylab="Percent
Contribution")

response(aic.opt)
aic.opt
#Aparecen los resultados como en Maxent

#Para graficar el mapa con el valor de AIC mas bajo
#cambiar manualmente el número del mejor modelo
map=predict(eval3@models[[3]], envs, args=c("outputformat=logistic"))
writeRaster(map, "aberyllinachkb2.asc")

plot(map)
library(prettypmapr)
addscalebar()
pretypmap(map, title = "aberyllinachkb2")
addnortharrow()
```

Anexo 9

Resultados de Akaike. En amarillo se observan los mejores parámetros para el modelo, mientras que en naranja, el valor de AIC más bajo. También se observa los tipos de modelos (L: Linear, Q: Quadratic) y el valor del multiplicador de regularización (RM), obtenidos con los modelos evaluados en ENMeval

Especie	Feature	RM	Check1	Feature	RM	Check2
<i>Archilochus alexandri</i>	L	1	500.341519	L	1	488.053315
<i>Archilochus colubris</i>	LQ	1	2835.176	LQ	1	2839.56683
<i>Basilinna leucotis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Calothorax lucifer</i>	LQ	1	1751.81584	L	1	1750.46575
<i>Colibri thalassinus</i>	L	1	2085.77202	L	1	2082.41405
<i>Cynanthus latirostris</i>	LQP	1	8822.79893	LQ	1	8817.10562
<i>Eugenes fulgens</i>	LQ	1	4492.66947	LQ	1	4494.35237
<i>Lampornis amethystinus</i>	LQ	1	872.421431	L	1	861.408323
<i>Lampornis clemenciae</i>	LQ	1	4427.39018	LQ	1	4424.02388
<i>Leucolia violiceps</i>	L	1	3943.09342	L	1	3946.75708
<i>Saucerottia beryllina</i>	LQ	1	7493.94949	LQ	1	7502.75351
<i>Selasphorus calliope</i>	L	1	430.904502	L	1	431.081099
<i>Selasphorus heloisa</i>	L	1	818.928218	L	1	825.019215
<i>Selasphorus platycercus</i>	L	1	2139.87752	L	1	2140.80083
<i>Selasphorus rufus</i>	LQ	1	1486.18951	L	1	1488.41502
<i>Selasphorus sasin</i>	L	1	500.060309	L	1	499.592122
<i>Tilmatura dupontii</i>	L	1	401.586561	L	1	401.458949

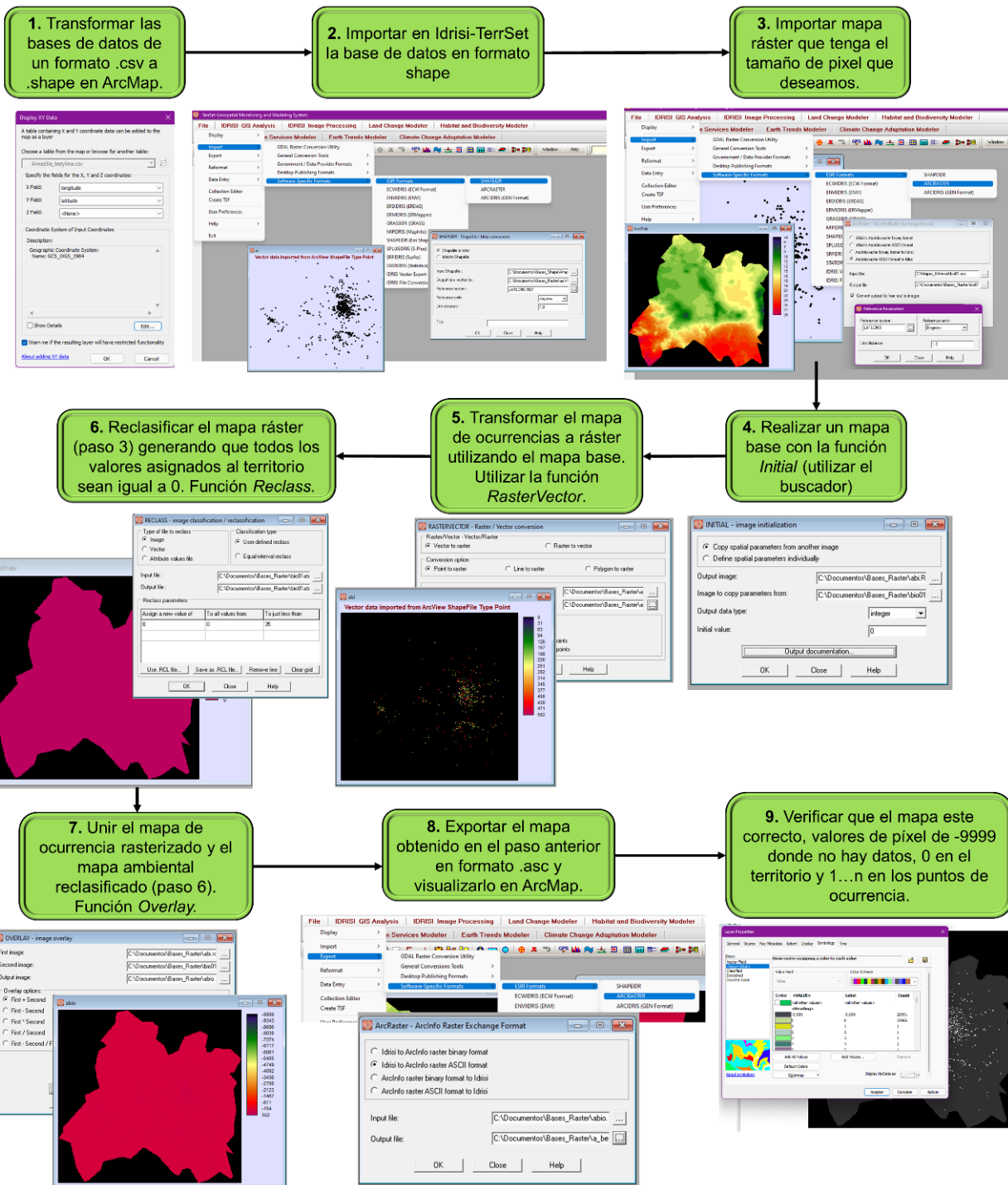
Anexo 10

Parámetros seleccionados en Maxent

Especie	Feature types used	Random test points	Regularization multiplier
<i>Archilochus alexandri</i>	L	30	1
<i>Archilochus colubris</i>	LQ	35	1
<i>Calothorax lucifer</i>	L	30	1
<i>Colibri thalassinus</i>	L	30	1
<i>Cyananthus latirostris</i>	LQ	35	1
<i>Eugenes fulgens</i>	LQ	30	1
<i>Lampornis amethystinus</i>	L	25	1
<i>Lampornis clemenciae</i>	LQ	30	1
<i>Leucolia violiceps</i>	L	30	1
<i>Saucerottiaberyllina</i>	LQ	35	1
<i>Selasphorus calliope</i>	L	25	1
<i>Selasphorus heloisa</i>	L	25	1
<i>Selasphorus platycercus</i>	L	30	1
<i>Selasphorus rufus</i>	LQ	30	1
<i>Selasphorus sasin</i>	L	25	1
<i>Tilmatura dupontii</i>	L	25	1
Feature types used: L (Linear), Q (Quadratic). Jackknife: true Output format: logistic Random seed: true Sampling: True Maximum background: 100000 Maximum iterations: 1000			

Anexo 11

Esquema de los pasos a seguir para rasterizar las bases de datos

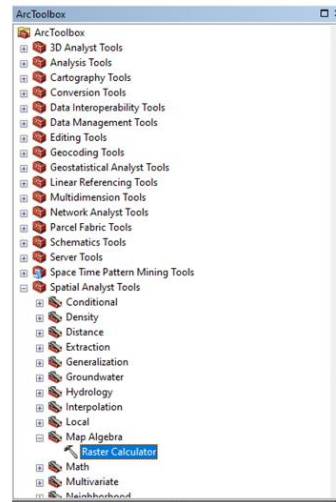
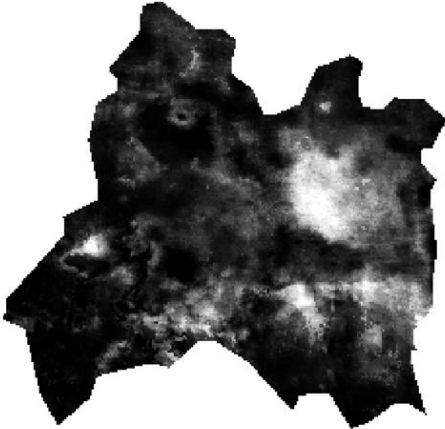


Anexo 12

Esquema de los pasos a seguir para hacer los mapas de resistencia.

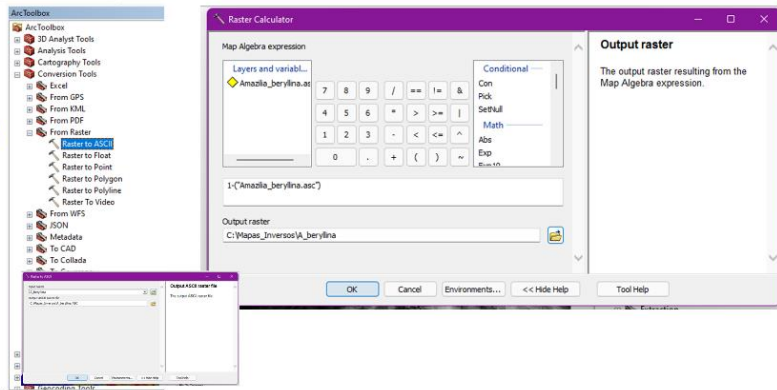
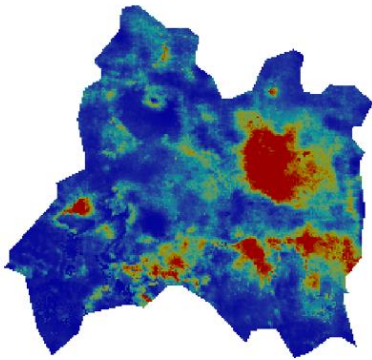
1. Abrir en ArcMap el archivo .ascii del mapa de idoneidad del nicho.

2. Buscar la función *Raster Calculator* en las ArcToolbox.



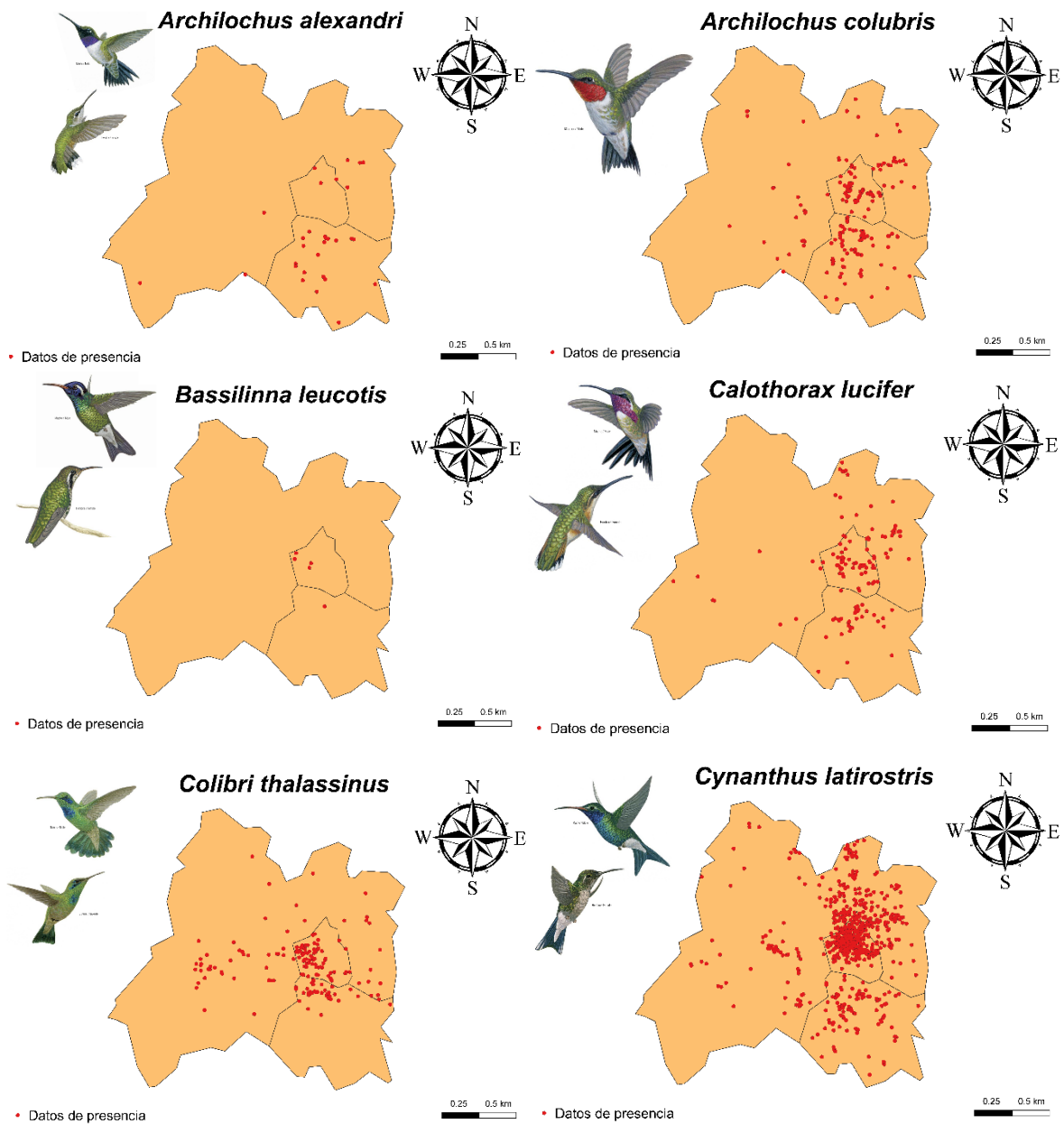
4. Transformar el nuevo mapa a un archivo .ascii, utilizando la función *Raster to ASCII*

3. Restar el mapa a 1, y guardar el nuevo mapa.



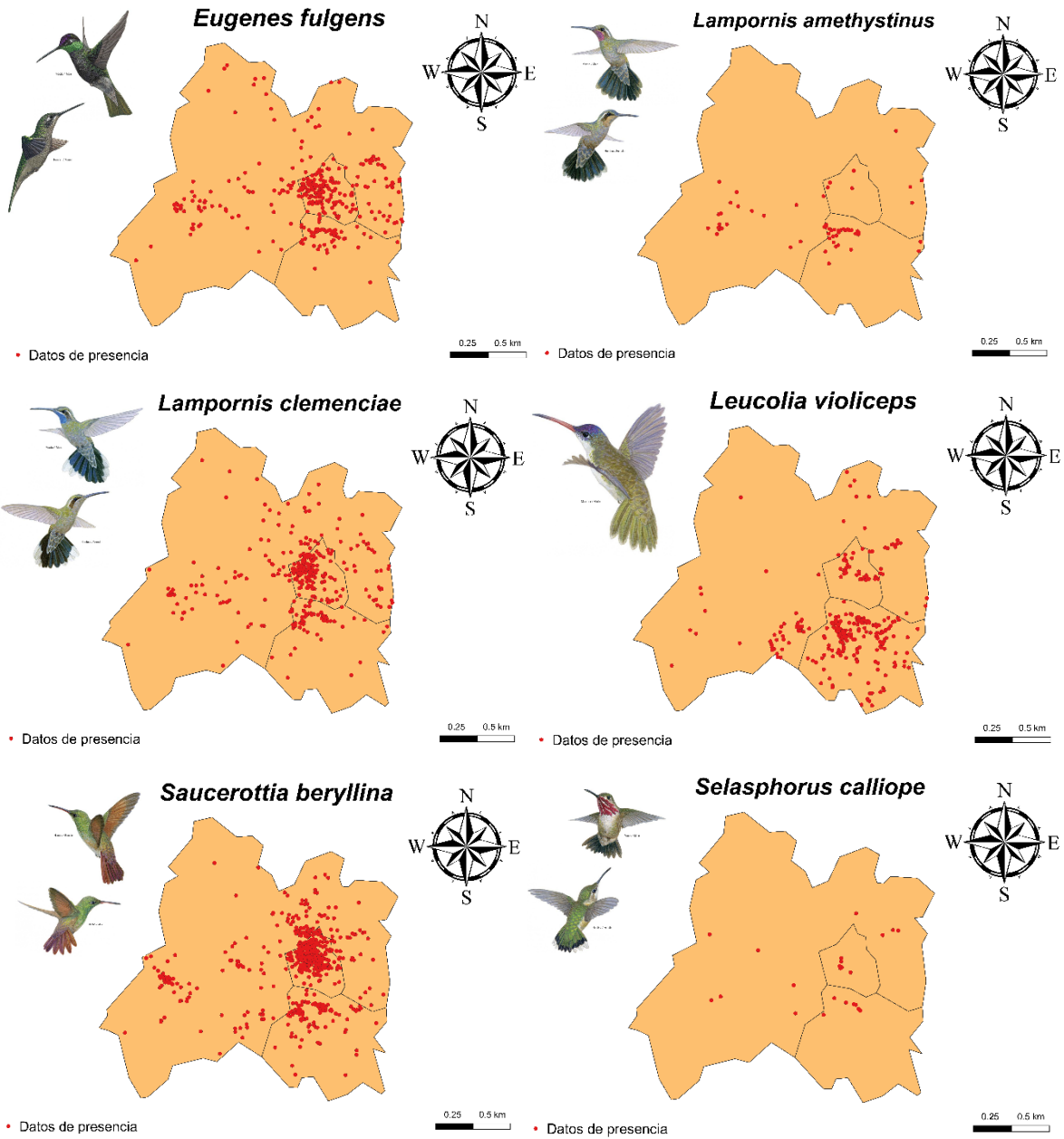
Anexo 13

Datos de presencia encontrados en el área de estudio para cada especie.



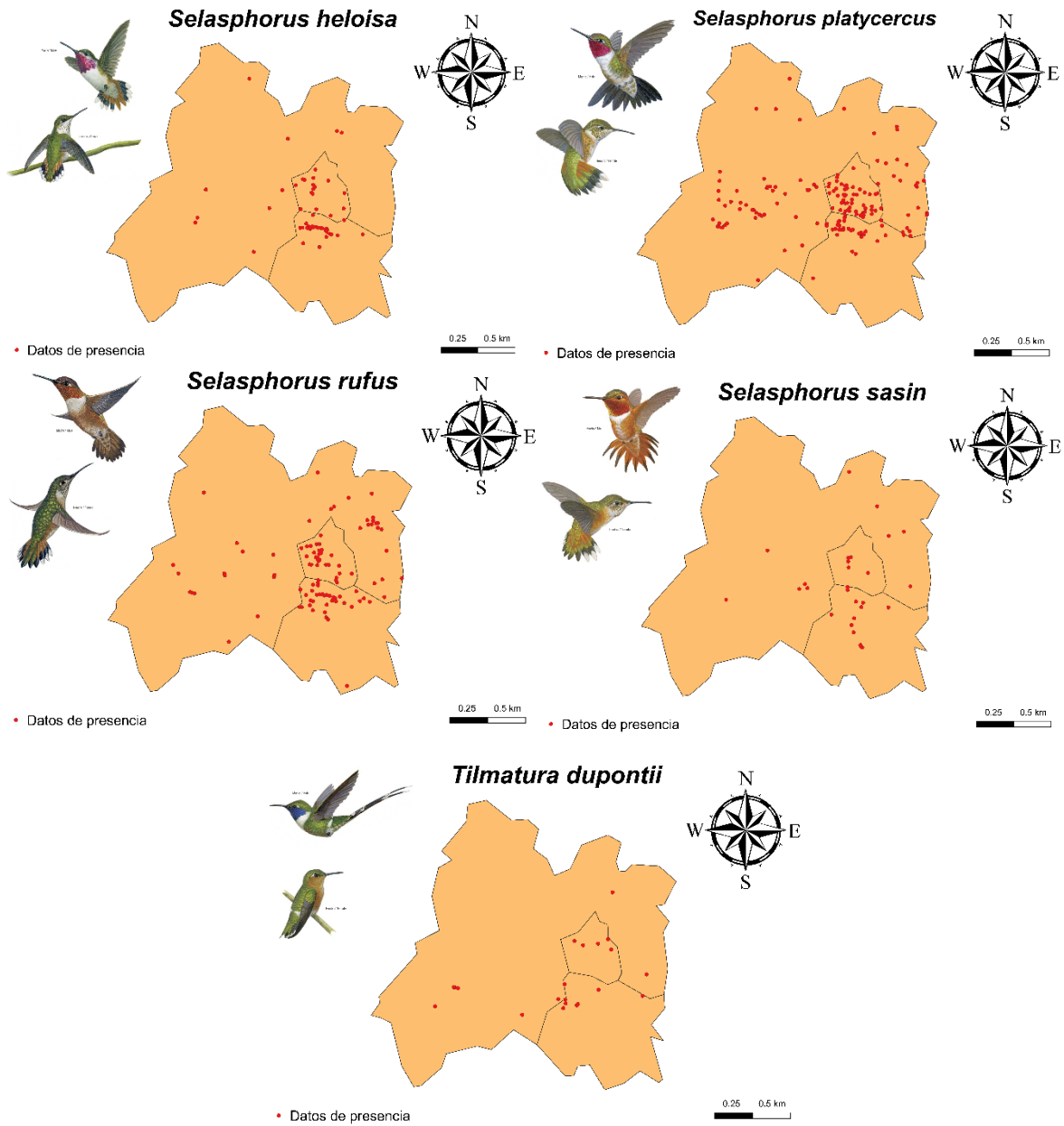
Anexo 13

Datos de presencia encontrados en el área de estudio para cada especie.



Anexo 13

Datos de presencia encontrados en el área de estudio para cada especie.



Anexo 14

Gráfico de barras de los registros de presencia mensuales de:

Archilochus alexandri, *Archilochus colubris*, *Calothorax lucifer*, *Colibri thalassinus*, *Cyananthus latirostris*, *Eugenes fulgens*, *Lampornis amethystinus*, *Lampornis clemenciae*, *Leucolia violiceps*, *Saucerottia beryllina*, *Selasphorus calliope*, *Selasphorus heloisa*, *Selasphorus platycercus*, *Selasphorus rufus*, *Selasphorus sasin* y *Tilmatura dupontii*.



Anexo 14

Gráfico de barras de los registros de presencia mensuales.



Anexo 14

Gráfico de barras de los registros de presencia mensuales.

