



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

“¿Co-ocurrentes o co-dependientes?: Impactos del cambio climático global en los patrones de distribución geográfica del colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii* (Aves: Trochilidae) y las plantas asociadas a su uso de hábitat”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

P R E S E N T A:

REYES MONDRAGÓN MARÍA DE LOS ANGELES

DIRECTOR DE TESIS:

DAVID ALEXANDER PRIETO TORRES



2022

Los Reyes Iztacala. Edo. de México



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.

Este trabajo fue desarrollado gracias al apoyo del Proyecto PAPIIT IN221920 de la DGAPA-UNAM y del Proyecto “*Consecuencias del cambio climático global sobre las interacciones ecológicas como procesos ecológicos clave en el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas*” del PINCC-UNAM



Dirección General de Asuntos
del Personal Académico



Agradecimientos

A mi familia

A mis padres, por todo el apoyo a lo largo de la carrera y, en especial, en esta última etapa. Por alentarme en los momentos difíciles y enseñarme a esforzarme por lo que quiero. Gracias por todo el amor.

A mi hermano Héctor, por la compañía desde el primer momento en que entre a Biología, por estudiar y aprender conmigo. Gracias por los desvelos y las risas en las madrugadas.

A mi abuelita Petra, que compartió conmigo su curiosidad y amor por la naturaleza. Te amo en donde estes.

A mi abuelito Cuco y toda mi familia con cariño.

A mis amigos

A todos mis amigos de la universidad, que hicieron de esos años los mejores. A mis amigos en la última etapa, Moni, Karen, Julián, Charly y Misa que son mi equipo aún fuera de la carrera y me comparten sus aprendizajes. A Lucero, Mafer y Tony por todas las risas, diversión y quedarse hasta el final.

A Rosa, por los momentos en campo y todas las horas de laboratorio.

A Miriam por siempre estar en los momentos difíciles.

A Jenni, quién se aventuró conmigo al mundo de las aves y nunca me dejó sola en este camino.

A Miguel, por su cariño y gran apoyo en los últimos meses. Gracias por acompañarme en el proceso.

A todas mis amigas y amigos de vida que me apoyaron y aconsejaron.

A mis profesores

A mi asesor, el Dr. David, por aceptarme en el proyecto, por compartir su conocimiento, apoyarme y ser paciente, gracias infinitamente.

A todos mis profesores, que a lo largo de la carrera me enseñaron y aconsejaron. En especial a la Dra. Coro y a la Dra. Claudia por compartir su conocimiento y el amor por los colibríes.

¡GRACIAS!

Dedicado a las mujeres que trabajan en la conservación y defensa del ambiente y la biodiversidad.

*-El capitalismo tiende a destruir a sus dos fuentes de
riqueza: la naturaleza y los seres humanos-
Karl Marx*



INDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	6
ABSTRACT.....	7
INTRODUCCIÓN	8
ANTECEDENTES.....	10
1. Cambio climático global y escenarios futuros.....	10
2. Área de distribución geográfica de los organismos.....	11
3. Modelos de nicho ecológico y distribución de especies.....	12
4. Interacción colibrí-planta.....	14
5. Colibrí cola pinta <i>Tilmatura dupontii</i>	14
6. Plantas asociadas al uso de hábitat del colibrí cola pinta.	16
OBJETIVOS	18
Objetivo general	18
Objetivos particulares.....	18
METODOLOGÍA	19
1. Selección de especies y obtención de datos.....	19
2. Información climática, escenarios climáticos futuros y selección de variables.....	20
3. Modelos de nicho ecológico y distribución potencial de las especies.....	21
4. Patrones espaciales de co-ocurrencia de las especies.....	23
5. Análisis espaciales.....	24
RESULTADOS.....	26
1. Registros históricos de presencia y modelos de distribución de las especies.....	26
2. Patrones de distribución y co-distribución de las especies en el presente.....	26
3. Impactos del cambio climático global y la deforestación en la distribución de <i>T. dupontii</i>	29
4. Impactos del cambio climático global y la deforestación en la distribución de las plantas.....	30
5. Patrones de co-distribución de las especies en el futuro.....	33
6. Áreas prioritarias para la conservación:	33
DISCUSIÓN	34
CONCLUSIÓN.....	39
BIBLIOGRAFÍA	40

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación gráfica del proceso de modelación de las áreas de distribución basado en la teoría de nicho ecológico (Tomado de: Martínez-Meyer, 2005).	13
Figura 2. Área de distribución de la especie de colibrí cola pinta <i>Tilmatura dupontii</i> . (Modificado de Birdlife International, 2020). Individuos en el recuadro representan los patrones de coloración entre hembras y machos de la especie.	15
Figura 3. Individuos macho (izquierda) hembra (derecha) del colibrí <i>T. dupontii</i> . Fotos tomadas de iNaturalist.....	16
Figura 4. Plantas asociadas al hábitat del colibrí cola pinta <i>Tilmatura dupontii</i> . Letras corresponden con: A: <i>Bomarea edulis</i> , B: <i>Bougainvillea glabra</i> , C: <i>Clethra mexicana</i> , D: <i>Duranta erecta</i> , E: <i>Fuchsia encliandra</i> , F: <i>Fuchsia microphylla</i> , G: <i>Fuchsia paniculata</i> , H: <i>Hamelia patens</i> , I: <i>Hibiscus rosa-sinensis</i> , J: <i>Lantana camara</i> , K: <i>Lantana velutina</i> , L: <i>Myrtillocactus geometrizans</i> , M: <i>Penstemon roseus</i> , N: <i>Psittacanthus ramiflorus</i> , Ñ: <i>Salvia iodantha</i> , O: <i>Salvia mexicana</i> . Fotos tomadas de iNaturalist.....	17
Figura 5. Mapa mostrando los patrones actuales de riqueza de especies de plantas (n = 16 spp.) altamente asociadas con el uso del hábitat (alimentación) del colibrí Cola pinta <i>Tilmatura dupontii</i> en su distribución.	27
Figura 6. Mapas de patrones de riqueza de especies de plantas (n = 16 spp.) altamente asociadas con el uso del hábitat (alimentación) del colibrí Cola pinta <i>Tilmatura dupontii</i> bajo escenarios de cambio climático (años 2040, 2060 y 2080).	32
Figura 7. Áreas prioritarias de conservación identificadas para la protección de largo plazo del colibrí Cola pinta (<i>Tilmatura dupontii</i>) y las especies de plantas asociadas con su uso del hábitat. ...	34

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Nomenclatura y descripción de las 19 variables bioclimáticas del proyecto WorldClim utilizadas en los análisis ecológicos y de modelado espacial en este estudio.	20
Tabla 2. Listado de especies de plantas asociadas al colibrí cola pinta <i>T. dupontii</i> incluidas en este estudio. Para cada una de las especies se indican los parámetros de configuración (incluyendo el número de registros totales y localidades únicas, el set de variables usadas, el rasgo de salida y el múltiplo de regularización) y de evaluación (porcentaje de omisión de datos, ROC-Partial y AICc) para los modelos. Asimismo, se indica el valor de umbral utilizado para la conversión de los mapas de idoneidad climática en mapas de distribución (presencia vs. ausencia) de las especies.	28
Tabla 3. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación de Pearson encontrados entre los patrones espaciales de idoneidad climática de los modelos obtenidos del colibrí cola pinta (<i>Tilmatura dupontii</i>) y cada una de las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, así como con los valores de riqueza esperada de plantas (obtenido al sumar los mapas individuales de presencia) bajo los escenarios climáticos del presente y futuro.	29
Tabla 4. Tendencias de cambio en los patrones de distribución observados para el colibrí cola pinta (<i>Tilmatura dupontii</i>) y cada una de las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, bajo escenarios futuros de cambio climático global (CCG) y deforestación para los años 2040, 2060 y 2080 bajo dos escenarios de dispersión. En cada escenario se proporciona la información de cambio observado, así como la superficie estimada dentro de Áreas Naturales Protegidas (ANP) y el rango de elevación promedio	31

RESUMEN

El cambio climático global (CCG) es considerado como una de las principales amenazas de afectación para la diversidad biológica ya que en las últimas cinco décadas ha causado importantes impactos negativos en los sistemas naturales. Considerando que la interacción plantas-colibrí representa una asociación ecológica donde ambas especies pueden ser altamente dependientes de la otra, cualquier factor ambiental que altere los patrones de distribución y/o dinámicas poblacionales de alguno de estos organismos impactaría negativamente en la persistencia a largo plazo de ambos taxones. No obstante, este es un tema de estudio poco analizado aún en la literatura científica. Por ello, en este trabajo se analizaron las potenciales dinámicas de respuestas espacio-temporales del colibrí cola pinta (Aves: Trochilidae: *Tilmatura duponti*), y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, ante las rápidas alteraciones climáticas predichas en el futuro (años 2040, 2060 y 2080). Utilizando el enfoque de nicho ecológico, con el programa MaxEnt 3.4.1, se estimaron las áreas de distribución potencial de las especies en el presente y futuro. Posteriormente, se evaluaron los grados de solapamiento espacial colibrí-plantas mediante dos enfoques: (1) valores de coeficiente de correlación (r) de Pearson entre las áreas de idoneidad estimadas; y (2) los grados (en km^2) de sitios en los que muestra co-distribución de las especies. Además, se calcularon los grados de vegetación intacta y áreas dentro del actual sistema de áreas naturales protegidas (ANPs) con la finalidad de identificar áreas prioritarias de conservación para esta especie de ave. Los resultados mostraron una extensión total de $260,525 \text{ km}^2$ para las áreas de idoneidad climática del colibrí *T. dupontii*, desde el noroeste de México hasta el norte de Costa Rica; mientras que las plantas asociadas a su uso de hábitat presentaron en promedio una extensión de $998,457 \text{ km}^2$ de áreas de distribución potencial. En términos generales, se observó un efecto negativo (reducciones con valores promedios de -50.36% [escenario de dispersión] y -51.58% [escenario de no dispersión]) en los patrones de distribución de las especies (tanto del colibrí como de las plantas) debido a las modificaciones futuras del clima. Además, los modelos sugieren la potencial extinción de dos especies de plantas (*Hibiscus rosa-sinensis* y *Lantana camara*) para los años 2060 y 2080. Se observó que en el presente las plantas albergan, en promedio, un 72.4% de las áreas de distribución de *T. dupontii*; no obstante, esta congruencia espacial se verá reducida (en promedio $>6\%$) en los escenarios futuros. Los resultados obtenidos representan una valiosa guía para el establecimiento de futuros esfuerzos de conservación que permitan reducir los riesgos de extinción especies y el salvaguardo de las interacciones interacción plantas-colibrí, especialmente en zonas como los estados de Oaxaca, Guerrero y Chiapas, las cuales fueron identificadas como áreas prioritarias de conservación del colibrí cola pinta y sus plantas asociadas al uso de hábitat.

ABSTRACT

During the last five decades, the global climate change (GCC) has caused important negative impacts in the natural systems; therefore, is considered one of the most important threats for biodiversity. Because the plant-hummingbird interaction represents an important ecological association (where both species are highly dependent on each other), any environmental factor that alters the distribution patterns and population dynamics of them could have a negative impacts in long-term persistence of both taxa. Nevertheless, this is a topic poorly studied in the scientific literature. Therefore, I analyzed the potential spatio-temporal response of Sparkling-Tailed hummingbird (Aves: Trochilidae: *Tilmatura dupontii*), and the plant species associated with its habitat use, to the predicted future climatic change (2040, 2060, and 2080 years). Using the niche-based models, as implemented in the MaxEnt 3.4.1 software, I estimated the potential distribution areas for the species in the current and future. Then, I evaluated the spatial overlap degrees of hummingbird-plant using two approaches: (1) the Pearson correlation coefficient estimates (r) comparing the values of suitability for estimated areas between species; and (2) the degrees (in km²) of sites where species shows co-distribution patterns. Additionally, for each species, I calculated the proportion of intact vegetation available and the surface within the current system of the National Protected Areas (PAs) to identify priority conservation areas for the long-term protection of this bird species. The results showed a total extension of 260,525 km² for the climate suitability areas of *T. dupontii*, from the northeast of Mexico to Costa Rica, while for the plant species associated with its habitat use, I observed a distributional area extension on average of 998,457 km². Overall, a negative effect (reductions on average of -50.36% [dispersal scenario] and -51.58% [non-dispersal scenario]) in the potential distribution of the species (for both plants and hummingbird) was observed due to the future climate change. Also, the models suggest the potential extinction of two plant species (*Hibiscus rosa-sinensis* and *Lantana camara*) for the 2060 and 2080 years. For current scenarios, I observed that plants harbor, on average, the 72.40% of the potential distribution areas of *T. dupontii*; however, this spatial congruence could be reduced (on average >6%) in the future scenarios. The results here obtained represent a valuable guide for the establishment of future conservation efforts to reduce the extinction risks for species but at same time safeguarding the plant-hummingbird interactions, especially across areas such as the Oaxaca, Guerrero, and Chiapas states, which were identified as priority conservation areas for long-term protection of the Sparkling-Tailed hummingbird and the plants associated with its habitat use.

INTRODUCCIÓN

Un número creciente de estudios indican que el cambio climático global (CCG) será uno de los mayores factores de perturbación antropogénica para los actuales ecosistemas (Walther *et al.*, 2002; Parmesan, 2006; Hegland *et al.*, 2009; Gutierrez, 2014). De hecho, en las últimas cinco décadas el GCC ha causado importantes impactos negativos en los sistemas naturales a nivel mundial, producto del acelerado aumento de temperatura observado en la superficie terrestre (IPCC, 2014). Uno de los principales efectos del CCG más documentado ha sido las modificaciones en los patrones de distribución y abundancia de las especies, ya que ante estas modificaciones del clima los organismos tenderían a reducir sus rangos de distribución, incluyendo cambios latitudinales y altitudinales (e.g., Peterson *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Prieto-Torres *et al.*, 2016, 2020). Este rápido incremento de temperatura y las altas tasas de destrucción de los hábitats podrían fácilmente alterar la conectividad entre las poblaciones y los ecosistemas, lo cual consecuentemente podría generar eventuales reducciones poblacionales e incluso extinción de taxones (Root *et al.*, 2003).

Estos escenarios de amenazas son particularmente importantes para las especies con bajas capacidades de dispersión y altos niveles de especialización ecológica (Thomas *et al.*, 2004; Hidasi-Nieto *et al.*, 2019; Prieto-Torres *et al.*, 2020), muchas de las cuales hoy en día son consideradas como especies en peligro de extinción. Al ser organismos especialistas de hábitat, con rangos geográficos de distribución restringidos y poblaciones susceptibles, si estas modificaciones ambientales exceden la habilidad de migrar o de adaptación fisiológica de las especies, el escenario más probable para estas especies ante las nuevas condiciones ambientales sería la extinción (Peterson *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Maggini *et al.*, 2011; Prieto-Torres *et al.*, 2016, 2020). Por otra parte, considerando que el CCG produce de hecho respuestas específicas para cada especie, es probable que este proceso dinámico de modificación en las áreas de distribución de las especies pueda producir también cambios en los patrones espaciales de riqueza de especies para determinadas regiones (Peterson *et al.*, 2002; Prieto-Torres *et al.*, 2020). Esto podría promover una reorganización de los ensamblajes biológicos (debido a rotación, migración y extinción local de especies) con la formación de nuevas comunidades con incluso propiedades ecológicas desconocidas (Golicher *et al.*, 2012; Lovejoy & Hannah, 2019). Por ello, predecir los futuros efectos del cambio climático en la distribución de especies se ha vuelto un tema prioritario de investigación (Pearson *et al.*, 2019).

En este sentido, considerando los actuales cambios en el uso de suelo (Hansen *et al.*, 2013) y las crecientes perturbaciones climáticas observadas en determinadas regiones del continente (Cuervo-Robayo *et al.*, 2020), nunca había sido tan urgente medir adecuadamente los efectos del CCG en todos los niveles de biodiversidad y a distintas escalas espacio-temporales (Lovejoy & Hannah, 2019; Pearson *et al.*, 2019; Peters *et al.*, 2019). No obstante, a pesar de la relevancia de

este tema, pocos estudios han analizado los patrones de recambio de especies y sus impactos dentro de los patrones de co-ocurrencia e interacciones biológicas (ej. Atauchi et al., 2018) en el continente americano; por lo cual aún existen importantes vacíos de información (Pearson *et al.*, 2019). Esta situación limita nuestra capacidad de desarrollar eficaces medidas de protección y manejo a largo plazo de los ecosistemas y los servicios que estos prestan (IPBES 2016; Pearson *et al.*, 2019).

Desafortunadamente esta situación no es trivial ya que se han documentado importantes reducciones poblacionales de algunos polinizadores como los colibríes (Biesmeijer *et al.*, 2006). De hecho, reciente evidencia sugiere que los colibríes presentan una alta vulnerabilidad al cambio de uso de suelos, así como al CCG, incluso aquellas especies consideradas como de “preocupación menor” por la IUCN (Prieto-Torres *et al.*, 2020, 2021). Esta situación ha despertado muchas preocupaciones sobre una crisis de polinización generalizada (Arizmendi, 2009; Lara *et al.*, 2012) ya que estas aves especializadas proveen un servicio esencial para los ecosistemas (Eardley *et al.*, 2006). Considerando que la interacción plantas-colibrí es altamente dependiente, cualquier factor ambiental que altere los patrones de distribución y/o dinámicas poblacionales de las especies podría tener un efecto colateral en ambos grupos taxonómicos y ocasionar un efecto de degradación trófica y extinción en cascadas (Stier *et al.*, 2016; García-Callejas *et al.*, 2018, 2019).

Dado el limitado tiempo y muchas veces los escasos recursos de financiamientos para el desarrollo de estudios de ecología y proyectos de conservación especie por especie, se requieren del uso de enfoques y herramientas (como los Sistemas de Información Geográfica y los modelos de nicho ecológico) que permitan sintetizar los patrones de riqueza de las especies y sus amenazas (Araújo *et al.*, 2019; Heinen *et al.*, 2020). Estas herramientas computacionales facilitan el análisis de los potenciales cambios en los patrones ecológicos de las especies y ecosistemas a través del tiempo (Feria & Peterson, 2002; Tylianakis *et al.*, 2010; Araújo *et al.*, 2019). Por ello, hoy en día son ampliamente utilizados en diferentes estudios de ecología, evolución, biogeografía y biología de la conservación; y en particular para el estudio de los efectos del CCG (Araújo *et al.*, 2019).

En este trabajo se analizó las potenciales dinámicas de respuestas espacio-temporales del colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii*, y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, ante las rápidas alteraciones ambientales por efecto del CCG futuro. Este estudio permitió obtener información sobre los potenciales cambios en las distribuciones de las especies (incluyendo áreas de ocurrencia coincidente entre ambos taxones) y sus grados de amenaza. De hecho, la definición de áreas de conservación importantes para estas especies (como subrogados de biodiversidad e interacciones biológicas) representa un primer paso para delinear áreas que permitan maximizar la protección a largo plazo de los ecosistemas (Barnagaud *et al.*, 2017).

HIPÓTESIS

Debido a que el clima es uno de los factores que afecta la distribución geográfica de las especies, se espera que el incremento en los valores de temperatura y reducción de la precipitación afecten negativamente los rangos de distribución de especies con bajas capacidades de dispersión y altos niveles de especialización ecológica. Por ello:

H1= Los patrones de distribución geográfica potencial del colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii* y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat se verán drásticamente reducidas e incluso podrían ocupar rangos altitudinales más altos en los años futuros (2040, 2060 y 2080), en comparación a los patrones de distribución observados en el presente.

H2= La respuesta individual de las especies ante las nuevas condiciones ambientales producirá modificaciones en los patrones de co-ocurrencia entre ellas, observándose una menor coincidencia y correlación geográfica entre los rangos de distribución entre ave y plantas.

ANTECEDENTES

1.Cambio climático global y escenarios futuros

El cambio climático hace referencia a una variación identificable del estado del clima y que persiste durante un período prolongado, generalmente décadas o más (IPCC, 2014). La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), definió este fenómeno como un “*cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables*”. Esto debido a que las emisiones antropógenas acumuladas de gases de efecto invernadero (GEI) desde la era preindustrial han experimentado grandes aumentos en las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O). No obstante, es importante observar que este cambio en el estado del clima puede deberse igualmente a procesos internos naturales o forzamientos externos, tales como modulaciones de los ciclos solares y erupciones volcánicas (IPCC, 2014). La suma de estos factores produce un incremento de la temperatura en la atmósfera, el descongelamiento de los polos y el aumento en el nivel del mar; afectando de esta manera los medios naturales vinculados a los sistemas hidrológicos, tanto marinos y de agua dulce, así como a la productividad agrícola y forestal (González *et al.*, 2003; Hiley *et al.*, 2013; IPCC, 2008, 2014).

Las consecuencias ecológicas de estos cambios ambientales las vemos reflejadas actualmente en las respuestas de los organismos, las cuales son tan variadas y complejas como los ecosistemas mismos donde habitan (Hughes, 2000). Cada especie responde de manera particular y

sus respuestas afectan a su vez al resto de los componentes del ecosistema (Hughes, 2000; González *et al.*, 2003). Por lo tanto, los cambios fisiológicos, fenológicos y la adaptación *in situ* de las especies, afectarán las relaciones interespecíficas actuales (Root, 2003), lo que a su vez desencadenará más cambios en la distribución de los organismos, dando lugar a notables modificaciones en la estructura y composición de las comunidades bióticas (Hughes, 2000; Robles & Luna, 2007; Golicher *et al.*, 2012). Todo esto conlleva al empobrecimiento de la biodiversidad y al deterioro de los procesos ecológicos que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas (Hughes, 2000), ocasionando un incremento en la tasa de extinción de especies.

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático en su sexto Informe de Evaluación sobre el Cambio Climático Global propone los escenarios de Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP, por sus siglas en inglés) como parte de los modelos climáticos de nueva generación (CMIP6) para el estudio de los impactos del cambio climático global en el planeta. Estos escenarios son proyecciones basadas en las emisiones y concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero, emisiones de contaminantes atmosféricos y el uso del suelo, las cuales son utilizadas para describir patrones o tendencias en el clima y su variabilidad (Escoto-Castillo *et al.*, 2017). Estos escenarios SSP son construidos matemáticamente partiendo de los diferentes valores de emisiones y concentraciones atmosféricas, contaminantes químicos del aire, tendencias de uso del suelo (incluyendo tasas de deforestación) y niveles de medidas de mitigación (reducción de consumo energético) propuestas para los diferentes años: 2040, 2060, 2080 y 2100.

Actualmente, se utilizan cuatro escenarios de SPP, denominados en escala numérica como 126, 245, 370 y 585 (Escoto-Castillo *et al.*, 2017). Los dos primeros pronostican concentraciones más bajas de carbono comparados con los estimados en los 370 y 585, respectivamente. Si bien, los cuatro escenarios asumen un incremento en la población mundial, las tasas de crecimiento se manejan como constantes y mayores en los 370 y 585; sugiriendo un incremento exponencial de los ingresos económicos en la sociedad, así como un mayor uso intensivo de las energías derivadas de combustibles fósiles, con relativamente lentas y modestas mejoras en la tecnología en términos de políticas de mitigación (Escoto-Castillo *et al.*, 2017). Desde esta perspectiva, los escenarios SSP 370 y SSP 585 son considerados como escenarios “pesimistas” ante los efectos del CCG.

2. Área de distribución geográfica de los organismos

La unidad básica de distribución en la biogeografía es el área de distribución geográfica, la cual se define en términos generales como la superficie geográfica donde las condiciones e interacciones ecológicas a todas las escalas favorecen la presencia de los individuos de un taxón, permitiendo de este modo la realización de sus actividades de alimentación, reproducción,

transición, descanso y socialización dentro de un ecosistema (Mota-Vargas *et al.*, 2019). No obstante, definir el área de distribución de una especie representa una tarea controversial dado que existe una gran variedad de definiciones y no se ha alcanzado a un acuerdo general que permita una estandarización del proceso (Mota-Vargas *et al.*, 2019).

Estas áreas frecuentemente se registran y representan mediante alguna forma de delimitación cartográfica en relación con el grupo de sitios conocidos de ocurrencia de la especie, es decir, registros de localidad (Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012). Los métodos propuestos incluyen polígono convexo mínimo, areográfico, cartográfico, "mano libre" y más recientemente, el uso de diferentes algoritmos matemáticos para delimitar la distribución geográfica a partir del modelado del nicho ecológico de las especies (Rapoport 1975; Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012). Esta última alternativa representa en la actualidad, una de las metodologías más utilizadas por los investigadores en el desarrollo de estudios ecológicos, biogeográficos, evolutivos, impactos del cambio climático, conservación y manejo de la biodiversidad (Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012; Araujo *et al.*, 2019).

3. Modelos de nicho ecológico y distribución de especies

Los modelos de nicho ecológico (MNE) son aproximaciones empíricas o matemáticas del espacio ambiental (nicho) ocupado por una especie que a su vez nos permite definir la distribución potencial de la especie (Austin, 2007; Jiménez-Valverde *et al.*, 2008; Morin & Lechowicz, 2008). Este nuevo enfoque depende conceptualmente de la teoría del nicho ecológico desarrollada en el siglo XX, la cual en el contexto de la biogeografía está referida al conjunto de condiciones ambientales –bióticas y abióticas– bajo las cuales las poblaciones de una especie pueden sobrevivir indefinidamente sin inmigración (Elton, 1927; Grinnell, 1917; Hutchinson, 1957).

La idea fundamental en la modelación es que para toda especie en el planeta es necesario distinguir la existencia de dos espacios, conocida como la dualidad de Hutchinson (1957): (1) el geográfico convencional (G), donde la especie encuentra las condiciones disponibles en el planeta para subsistir; y (2) un espacio abstracto, el ecológico o ambiental (E), que encierra aquellas condiciones óptimas en las cuales la especie puede y podría lograr su desarrollo y subsistencia (el nicho fundamental; Hutchinson, 1957). Los espacios E y G se relacionan directamente, puesto que en un tiempo dado para cada punto geográfico de G le corresponde una combinación única de valores ambientales en E. No obstante, para cada punto de combinación de variables en el espacio E, dependiendo del número de variables evaluadas, podrían corresponderle más de un punto geográfico en el espacio G (Soberón & Peterson, 2005). Esta última idea implica que, en general, al utilizar las herramientas de Sistemas de Información Geográfica podemos navegar entre los valores de los espacios E y G (Figura 1) con la finalidad de lograr describir las condiciones que establecen

las condiciones (es decir, el nicho ecológico) en la que los organismos de una especie pueden vivir (Soberón & Peterson, 2005).

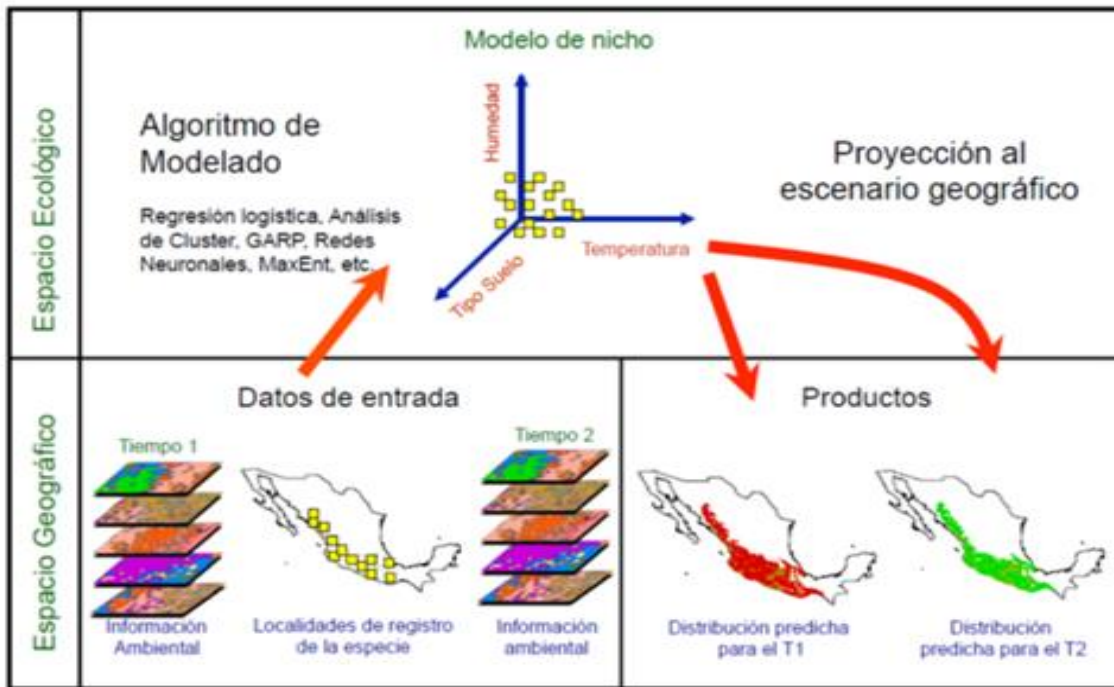


Figura 1. Representación gráfica del proceso de modelación de las áreas de distribución basado en la teoría de nicho ecológico (Tomado de: Martínez-Meyer, 2005).

Desde esta perspectiva, la reconstrucción del nicho ecológico de una especie (Figura 1) es posible mediante el establecimiento de relaciones entre los registros históricos de presencia de los organismos de una especie y las condiciones ambientales específicas (ej. clima, topografía, vegetación, etc.) asociadas a cada uno de esos registros (Pulliam, 2000; Mota-Vargas *et al.*, 2019). Esta información es asociada bajo alguno de los principales principios matemáticos (Máxima Entropía, Modelos Lineales Generalizados [GLM, por sus siglas en inglés], Modelos Aditivos Generalizados [GAMs, por sus siglas en inglés], etc.) para su extrapolación en una determinada área de estudio, obteniendo así un mapa de idoneidad ambiental para la presencia de determinada especie. De esta manera se puede lograr a identificar cómo y cuáles variables limitan y definen dicho espacio ecológico, lo cual a su vez permite una representación espacial de los hábitats favorables para la presencia de una especie (Guisan & Zimmermann, 2000). De hecho, los MNE pueden ser utilizados para predecir hábitats idóneos en áreas poco muestreadas, o en el futuro según cambios previsibles en el entorno (Araujo & Williams, 2000; Martínez-Meyer *et al.*, 2005) por lo que se han hecho muy populares en la implementación de planes de gestión y conservación (Hugall *et al.*, 2002; Martínez-Meyer *et al.*, 2004; Meynecke, 2004; Martínez-Meyer, 2005; Bulluck *et al.*, 2006).

4. Interacción colibrí-planta

La asociación que existe entre plantas y polinizadores es un tipo de interacción mutualista, en donde se da explotación recíproca de los recursos y en la que ambas especies participantes se benefician (Bronstein, 2001). Actualmente sabemos que cerca del 90% de las especies angiospermas son polinizadas por animales (Valiente-Banuet, 2002), y de estas especies de plantas un 24% son de hecho polinizadas por colibríes (Kress & Beach, 1994), las cuales son aves nectarívoras altamente especializadas desde un punto de vista fisiológico ya que, por ejemplo, presenta una capacidad única de diluir su orina al consumir grandes volúmenes de agua en el néctar (Lotz & Martínez del Río, 2004). Sin embargo, muchas especies de colibríes pueden ser consideradas como generalistas desde el punto de vista ecológico, ya que visitan diferentes especies de plantas para satisfacer sus requerimientos energéticos (Rodríguez-Flores, 2009). De hecho, las características de las plantas como el color de las flores, la tasa de secreción de néctar, orientación, disposición de estructuras sexuales y forma tubular de las corolas, entre otras, se consideran producto de esa co-adaptación respecto a ciertas características de los colibríes, como su capacidad visual, dependencia del néctar, forma de sus picos, patrón de vuelo (Burbano-Álvarez, 2013).

En este tipo de interacción, por ejemplo, las plantas al ser organismos sésiles logran la movilización y fecundación de sus gametos a través del polen de las anteras al estigma de una flor (Mandujano *et al.*, 2010), lo que conocemos como polinización. A su vez esta interacción colibrí-planta permite a las aves el tener una fuente de néctar óptimo (mutualismo de nutrición), debido a que el néctar constituye un recurso alimenticio de alto nivel energético requerido por este tipo de organismos (Rodríguez, 2009). De hecho, entender la ubicación, forma, tamaño y las asociaciones de las áreas geográficas de las especies de colibríes y las especies de plantas que polinizan ha sido considerado como un importante tema de investigación para entender procesos de evolución de especies, de co-evolución colibrí-planta y también complejos patrones biogeográficos observados en Mesoamérica (Torres-Chávez & Navarro, 2000).

5. Colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii*

El colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii* (Lesson 1832) es una especie de la familia Trochilidae, se considerada como residente nativa no migratoria (Birdlife International, 2020), la cual se distribuye desde el centro oeste de México hasta Nicaragua (Figura 2) entre los 500 – 2,500 m.s.n.m. habitando diferentes tipos de hábitats como bosques de pino y encino, bordes de bosques y matorrales áridos (Züchner, 1999; Arizmendi & Berlanga, 2014; Berlanga *et al.*, 2019). Este es un colibrí de talla pequeña con claros patrones de dimorfismo sexual (Figura 2): (a) el macho tiene el pico largo, negro y recto; con un dorso de color bronce verdoso; presenta un punto blanco detrás

del ojo una gorguera azul violácea con una línea blanca en el pecho y el resto del vientre verde; además presenta un parche blanco a cada lado de la rabadilla, así como una cola larga y bifurcada con barras blancas y negras; mientras que (b) la hembra tiene el dorso con un color más verdoso, el vientre color canela, y parches blancos en la rabadilla; su cola aunque con el mismo patrón de coloración, es más corta en comparación a la de los machos. Los individuos juveniles son muy parecidos a la hembra adulta (Arizmendi & Berlanga, 2014). Esta especie ha sido referida como nectarívora e insectívora (Howell & Web, 1995; Valenzuela-Galván *et al.*, 2006).



Figura 2. Área de distribución de la especie de colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii*. (Modificado de Birdlife International, 2020). Individuos en el recuadro representan los patrones de coloración entre hembras y machos de la especie.

Esta especie ha sido asociada a eventos de floración y alta abundancia de diversas flores (Forcey 2002b). De hecho, Díaz-Valenzuela y colaboradores (2010), durante su trabajo sobre el primer registro del colibrí cola pinta en la Sierra Juárez, Oaxaca (México), observaron el forrajeo de un individuo hembra de esta especie por cuatro días en al menos diez especies de plantas. La especie de colibrí cola pinta frecuentemente observada alimentándose de flores de las plantas *Sechium compositum* (Cucurbitaceae), *Hamelia pattens* (Rubiaceae), *Fucsia microphylla* (Onagraceae), *Salvia mexicana* y *S. iodantha* (Lamiaceae) (ver Gómez de Silva *et al.*, 1999; Arizmendi, 2001; Lasso & Naranjo, 2003; Valenzuela-Galván *et al.*, 2006).

Actualmente el colibrí cola pinta se encuentra categorizada como una especie de “preocupación menor” (LC) ya que tiene un amplio rango de distribución con un tamaño poblacional moderadamente pequeño, de 20.000 a 40.000 individuos (IUCN, 2020). No obstante, la especie se encuentra incluida en el apartado II del CITES, en el cual se consideran a todas aquellas especies

que no están necesariamente amenazadas de extinción hoy en día, pero que podrían llegar a estarlo a menos que se controle estrictamente su comercio (CITES, 2020). En México se considera una especie amenazada (SEMARNAT, 2019).



Figura 3. Individuos macho (izquierda) hembra (derecha) del colibrí *T. dupontii*. Fotos tomadas de iNaturalist.

6. Plantas asociadas al uso de hábitat del colibrí cola pinta.

El registro histórico de la literatura científica muestra que las principales plantas asociadas al uso del hábitat del colibrí *T. dupontii* incluye a individuos de las familias taxonómicas Alstroemeriaceae, Cacteaceae, Clethraceae, Lamiaceae, Loranthaceae, Malvaceae, Nyctaginaceae, Onagraceae, Plantaginaceae, Rubiaceae y Verbenaceae (Lara, 2006; Arizmendi & Rodríguez-Flores, 2012; Lara-Rodríguez *et al.*, 2012; Partida-Lara *et al.*, 2012; Martínez-García & Ortiz-Pulido, 2014; López-Segoviano *et al.*, 2018 a, 2018b; Infante *et al.*, 2020; Morales-Contreras *et al.*, 2020; Rodríguez-Flores *et al.*, 2020); entre las que resaltan (Figura 3):

- *Bomarea edulis* TUSSAC, Herb, (1837): es una planta arbustiva, se distribuye desde México hasta Argentina principalmente en bosques semi caducifolios entre los 200 y 2,900 m.s.n.m. (Hofreiter, 2006).

- *Myrtillocactus geometizans* (Mart. ex Pfeiff.) Console, (1897): es una especie de cactácea columnar endémica de México, con amplia distribución en el país por lo que se le considera como de “Preocupación Menor” (Hernández *et al.*, 2007; IUCN, 2021).

- *Clethra mexicana* DC, (1839): es un árbol abundante, distribuido desde México hasta Costa Rica en los bosques mesófilos de montaña y considerado como en preocupación menor (IUCN, 2021).

- *Salvia iodantha* Fernald (1900): es un arbusto perenne que se encuentra en bosque de pino-encino y encino, entre los 1,500-3,000 m.s.n.m. (Cornejo-Tenorio & Ibarra-Manríquez, 2011).

- *Salvia mexicana* L. (1753): es un arbusto perenne que habita en la vegetación secundaria resultante de la conversión del bosque de pino a bosque de pino-encino. Se distribuye en México entres los 2,250 y 3,000 m.s.n.m (Arizmendi *et al.*, 2007).

• *Psittacanthus ramiflorus* (Moc. & Sessé ex DC.) G. Don (1834): arbusto o hierba perenne, presente desde el nivel del mar hasta los 2,500 m.s.n.m. con amplia distribución en México, Costa Rica y Panamá (Castillo-Campos *et al.*, 2018).

• *Hibiscus rosa-sinensis* L. (1753): es un arbusto perenne, originario de China, pero cultivado en los trópicos con una distribución que abarca desde el nivel del mar hasta los 2,750 m.s.n.m. (GBIF, 2021).

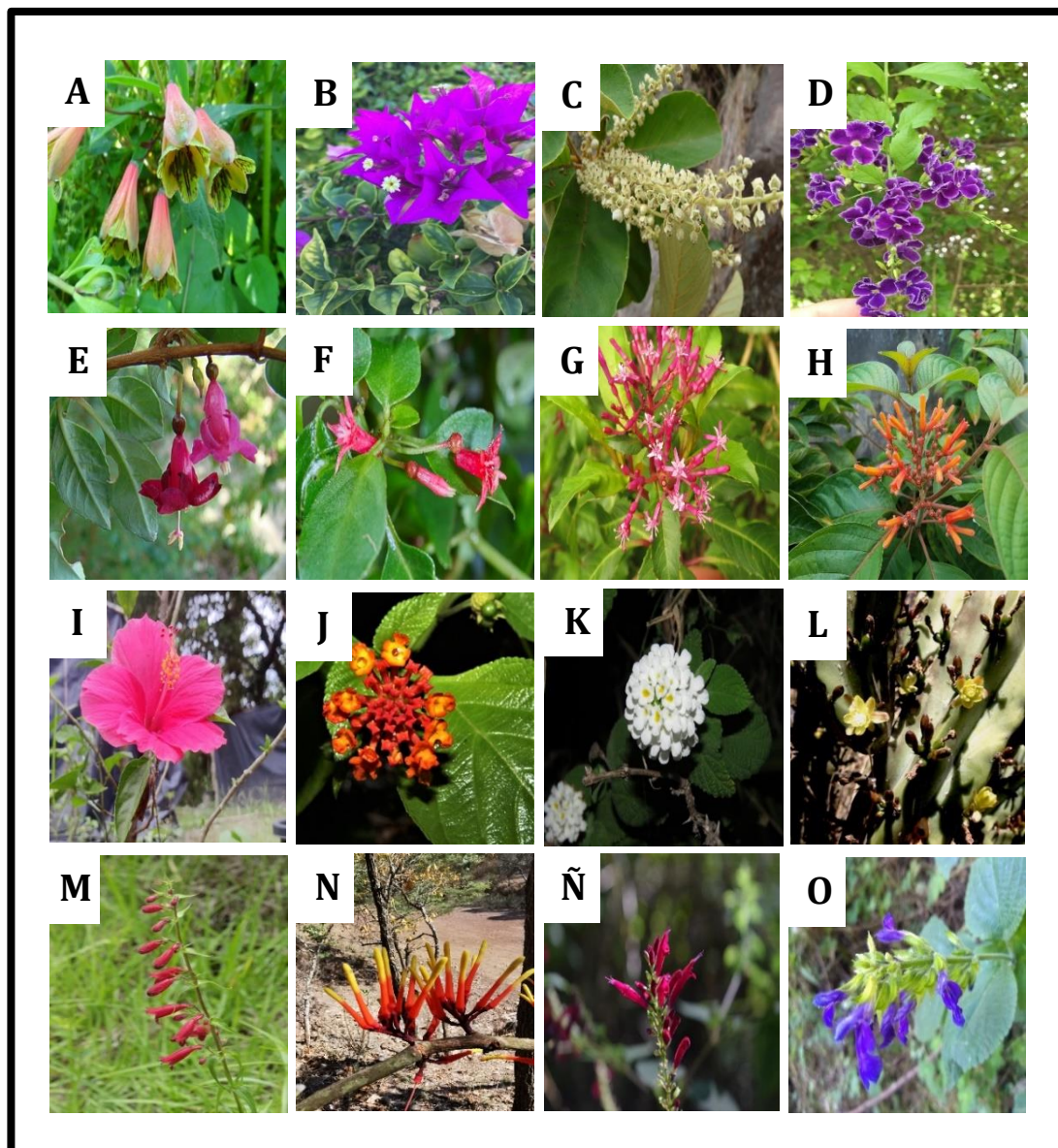


Figura 4. Plantas asociadas al hábitat del colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii*. Letras corresponden con: A: *Bomarea edulis*, B: *Bougainvillea glabra*, C: *Clethra mexicana*, D: *Duranta erecta*, E: *Fuchsia encliandra*, F: *Fuchsia microphylla*, G: *Fuchsia paniculata*, H: *Hamelia patens*, I: *Hibiscus rosa-sinensis*, J: *Lantana camara*, K: *Lantana velutina*, L: *Myrtillocactus geometrizans*, M: *Penstemon roseus*, N: *Psittacanthus ramiflorus*, Ñ: *Salvia iodantha*, O: *Salvia mexicana*. Fotos tomadas de iNaturalist.

- *Bougainvillea glabra* Choisy (1849): es una especie nativa de Sudamérica, cultivada en trópicos y subtropicos, con distribución que va desde los 0 hasta los 2,500 m.s.n.m. (GBIF, 2021).
- *Fuchsia mycrophylla* Kunth (1823): Arbusto común del sotobosque de bosques de pino-encino del eje volcánico transversal de México, entre los 2,500 y 3,500 m.s.n.m. (Cuevas *et al.*, 2014).
- *Fuchsia paniculata* Lindl. (1856): un arbusto distribuido en el centro de México y Oaxaca, en los bosques de encino en altitudes entre los 1,700 a los 2,500 m.s.n.m (Berry & Breedlove, 1996).
- *Fuchsia encliandra* (Zucc.) Steud (1840): es un arbusto distribuido desde México hasta Nicaragua, se encuentra en altitudes menores a los 2000 m.s.n.m, en sitios secos de mesetas en bosques de pino, encino y pino-encino (Berry & Breedlove, 1996; Solis, 2008).
- *Hamelia patens* Jacq. (1760): Un arbusto que se distribuye del sur de Estados Unidos hasta Argentina (Vibrans, 2009).
- *Penstemon roseus* (Cerv. ex Sweet) G. Don (1838): es endémica de México, distribuida en bosques de encinos, abetos, bosques de niebla (en altitudes entre 2,250 y 3900 m.s.n.m), desde Sinaloa y Chihuahua hasta Oaxaca (Lara y Ornelas, 2008).
- *Duranta erecta* L. (1753): Es una especie de arbusto nativa de México, aunque con distribución actual reportada desde México hasta América del Sur y las Antillas, en rangos altitudinales entre los 40 y 2,500 m.s.n.m (Vibrans, 2010).
- *Lantana cámara* L. (1753): Arbusto perenne nativo de México de amplia distribución. Actualmente, se le considera especie invasora en varias regiones (ej. Australia). Es común en las regiones semi-áridas y tropicales de México entre los 200 y 2,250 m.s.n.m (Vibrans, 2009).
- *Lantana velutina* M. Martens & Galeotti (1844): Un arbusto que se distribuye desde México hasta Paraguay y Argentina. Crece en bosques abiertos pastizales y en cultivos (Rotman, 2006).

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar las potenciales dinámicas de respuestas espacio-temporales del colibrí cola pinta *Tilmatura dupontii* (Aves: Trochilidae) y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat y las rápidas alteraciones ambientales por efecto del futuro cambio climático global.

Objetivos particulares

1. Reconstruir, mediante el enfoque de modelo de nicho ecológico, la distribución geográfica potencial del colibrí cola pinta *T. dupontii* y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat en escenarios climáticos del presente y futuros (años 2040, 2060 y 2080).

2. Describir el efecto del cambio climático global en los patrones de distribución geográfica potencial del colibrí cola pinta *T. dupontii* y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat bajo escenarios climáticos futuros (años 2040, 2060 y 2080), considerando dos escenarios alternativos de dispersión (“limitada” vs. “no dispersión”).

3. Analizar el impacto del cambio climático global en los patrones macro-ecológicos de co-distribución entre el colibrí cola pinta *T. dupontii* y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat bajo escenarios futuros para los años 2040, 2060 y 2080.

4. Identificar áreas prioritarias de conservación complementarias al sistema actual de áreas protegidas, a ser contempladas para la protección a largo plazo del colibrí cola pinta *T. dupontii* y las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat.

METODOLOGÍA

1. Selección de especies y obtención de datos

Para *Tilmatura dupontii*, y las 16 especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, se generó una base de datos de los registros geográficos puntuales de presencia histórica. Para ello, se empleó la librería “*rgbif*” (Chamberlain *et al.*, 2019) del programa estadístico R (R-Core Team, 2019), a fin de realizar descargas individuales de los datos disponibles en el portal de la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, por sus siglas en inglés). GBIF es una base de datos colaborativa en línea (disponible en <http://www.gbif.org>) orientada a proporcionar acceso abierto a datos biológicos de presencia de los diferentes organismos que conforman la biodiversidad conocida del Planeta. Para la nomenclatura de los nombres de los géneros y especies de las plantas se consideró los propuestos por la Linear Angiosperm Phylogeny Group (Haston *et al.*, 2009), The Plant List (Plant List, 2013) y Useful Tropical Plants Database (disponible en: <http://tropical.theferns.info/>).

No obstante, considerando la potencial fuente de error en estos datos online (al no poder verificar directamente los ejemplares depositados en las colecciones colaboradoras de la GBIF), se realizó un proceso de depuración y limpieza individual de los datos utilizando los métodos estandarizados (Maldonado *et al.*, 2015), entre los cuales se incluyeron: (a) retirar todos aquellos registros que no presentaron información taxonómica en nivel de especie; (b) eliminar los registros que no tuvieron coordenadas geográficas (latitud y longitud) o que éstas fueran ambiguas; (c) eliminar ocurrencias repetidas en más de una fuente de datos reteniendo sólo un registro (Mendez-Luna, 2020); y (d) la valoración de los datos de presencia cuyos intervalos temporales de obtención correspondan a los últimos 10 años calendario y por ende, no coincidan con el de las capas climáticas utilizadas para la elaboración de los modelos (p.ej. Prieto-Torres *et al.*, 2020).

2. Información climática, escenarios climáticos futuros y selección de variables

Las variables ambientales utilizadas para el modelado del nicho ecológico y distribución potencial de las especies fueron obtenidas directamente de la página web del proyecto WorldClim, versión 2.1 (<https://www.worldclim.org/current>), que incluye un conjunto de 19 variables bioclimáticas predefinidas (Tabla 1) que representan un conglomerado de las características actuales de precipitación y temperatura de la superficie terrestre del planeta (Hijmans *et al.*, 2005; Fick & Hijmans, 2017). De la misma plataforma, fueron obtenidas las diferentes estimaciones climáticas propuestas para el presente y los escenarios futuros en los años 2040, 2060 y 2080.

Tabla.1 Nomenclatura y descripción de las 19 variables bioclimáticas del proyecto WorldClim utilizadas en los análisis ecológicos y de modelado espacial en este estudio.

Variables bioclimáticas
BIO1 Temperatura media anual
BIO2 Rango de temperaturas diurnas
BIO3 Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)
BIO4 Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar * 100)
BIO5 Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6 Temperatura mínima del mes más frío
BIO7 Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO8 Temperatura media del trimestre más lluvioso
BIO9 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 en la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16 Precipitación del trimestre más lluvioso
BIO17 Precipitación del trimestre más seco
BIO18 Precipitación del trimestre más cálido
BIO19 Precipitación del trimestre más frío

Para reducir la incertidumbre en los modelos predictivos de las especies en el futuro, se seleccionaron los cinco mejores predictivos a utilizar en el futuro (BCC-CSM2-MR, CanESM5, CNRM-CM6-1, IPSL-CM6A-LR y MIROC6) y reducir así la variabilidad existente entre los diferentes Modelos Generales de Circulación (MGC) existentes. Para ello, se utilizó el método propuesto por Fajardo *et al.* (2020) a través de la aplicación web de GCM compareR. En este estudio se utilizaron los modelos climáticos de nueva generación (CMIP6; disponibles en: <https://www.carbonbrief.org/cmip6-the-nextgeneration-of-climate-models-explained>), propuestos por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC), tomando en cuenta un escenario intermedio (SSP3 7.0) para la emisión de gases de efecto invernadero (Escoto-Castillo *et al.*, 2017). Todos los escenarios climáticos (presente y futuro) considerados, fueron visualizados en el programa ArcMap 10.2.2 (ESRI, 2010) y transformados a formato ASCII “raster”, con una resolución espacial de ~5 km².

Por otra parte, considerando que la correlación existente entre las variables bioclimáticas puede afectar el adecuado desarrollo de los modelos, obstaculizando de esta manera la correcta caracterización de los nichos ecológicos de las especies (Anderson *et al.* 2003, Dormann *et al.* 2013), se utilizó un análisis para seleccionar únicamente el conjunto particular de variables no correlacionadas con las cuales construir (tanto en el presente y como en los escenarios futuros) los modelos de distribución potencial de cada especie (Cobos *et al.*, 2019a). La selección de las variables de cada especie se realizó mediante el uso de dos enfoques metodológicos: (1) implementación de un filtro compuesto de valores de correlación de Pearson menores a 0.8 y un valor de inflación de varianza (VIF) igual a 10, utilizando las librerías “*corplot*” y “*usdm*” (Weit & Simko, 2017) en el programa R; y (2) un conjunto que incluyo cuatro variables derivadas de un análisis de componentes principales (PCA) para las capas bioclimáticas originales (Dupin *et al.*, 2011; Hanspach *et al.*, 2011). De esta manera se obtuvieron dos combinaciones posibles de variables ambientales para cada especie, las cuales fueron utilizadas y evaluadas durante la construcción de los mejores modelos tal como sugieren Cobos *et al.* (2019a, 2019b).

3. Modelos de nicho ecológico y distribución potencial de las especies

Para este estudio, se utilizó el algoritmo de MaxEnt 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2006) para la realización de los modelos de distribución potencial de las especies. Este programa utiliza dos tipos de entradas de datos: (1) las localidades donde se ha registrado la especie (datos de presencia) y (2) las capas digitales de las condiciones ambientales de un área determinada. Con esta información, el algoritmo lleva a cabo un número de iteraciones que produce un mapa contentivo de los valores de idoneidad ambiental —que van desde cero (no apto) a uno (perfectamente apto) — para la

distribución de las especies en el espacio geográfico (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006). Aunque actualmente existen un amplio número de algoritmos matemáticos para estimar el nicho ecológico y la distribución potencial de las especies, en este estudio se seleccionó MaxEnt como algoritmo a utilizar debido a que: (a) se ha demostrado que posee un alto rendimiento predictivo cuando —como en este estudio— solo hay disponibles datos de presencia para las especies (Wisz *et al.*, 2008, Elith *et al.*, 2011); y (b) hasta la fecha, este es el único algoritmo disponible que permite realizar un protocolo de 16 calibración para evaluar la complejidad del modelo y la selección de los mejores parámetros de modelado (Muscarella *et al.* 2014; Cobos *et al.*, 2019a).

Antes de ejecutar el método de modelado, para cada especie se determinó el área de accesibilidad o dispersión histórica (“M”; según Soberón & Peterson, 2005) a fin de esta sea utilizada como área de calibración individual de los modelos (Barve *et al.*, 2011). El establecimiento de estas áreas se realizó mediante la intercepción de los puntos de ocurrencia de cada especie con el mapa de provincias biogeográficas del Neotrópico (Morrone, 2014) y los ecosistemas terrestres (Olson *et al.*, 2001). Este paso metodológico se basa en el supuesto de que ambas regiones pueden definir los límites de tolerancia, las barreras históricas de dispersión y las necesidades a ciertas condiciones abióticas de la especie (Atauchi *et al.* 2020). Además, estas mismas áreas fueron utilizadas como hipótesis geográficas de dispersión (ver sección de análisis espaciales) tal como ha sido propuesto por otros autores (Peterson *et al.*, 2002; Prieto-torres *et al.*, 2020).

Para desarrollar los modelos, se utilizó el paquete "kuenm" en el programa R (Cobos *et al.*, 2019a), el cual permitió realizar un protocolo de calibración, en dos pasos, para evaluar la complejidad del modelo para cada especie (Merow *et al.* 2014). En el primer paso, se construyó los modelos usando el 80% de los registros de presencia como datos de calibración del modelo y el otro restante 20% para la evaluación interna considerando las dos combinaciones posibles de variables ambientales (ver arriba sección de información climática), 14 tipos de respuesta del modelo (de tipo linear, cuadráticas, producto y umbrales, así como su posibles combinaciones) y 15 valores multiplicadores de regularización (desde 0.2 a 8.0) (Merow *et al.*, 2014; Cobos *et al.*, 2019b). Este paso se realizó con la finalidad de evaluar una amplia gama de modelos candidatos y encontrar los parámetros que generen los modelos con mejor rendimiento y con la menor complejidad posible. Los modelos candidatos fueron reducidos primero en función de la significación estadística de la prueba ROC parcial (> 1.0 ; Peterson *et al.*, 2008) y el Criterio de información de Akaike (AICc) (Merow *et al.* 2014, Muscarella *et al.* 2014), así como una tasa de omisión menor al 5% (Anderson *et al.*, 2003). Subsecuentemente, en un segundo paso, se crearon los modelos finales (10 réplicas) utilizando aleatoriamente un 80% de los registros de localidad como datos de entrenamiento y el restante 20% para la evaluación interna. Para este caso, la configuración de los parámetros de

variables ambientales, tipos de respuesta del modelo y los valores del multiplicador de regularización se definió de acuerdo con los valores obtenidos para el mejor modelo candidato obtenido durante el primer paso de calibración.

Todos los modelos fueron desarrollados implementando un valor de al menos 500 iteraciones y fueron proyectados a escenarios climáticos futuros (recortados geográficamente al área M definida de cada especie) permitiendo la extrapolación en las proyecciones realizadas por Maxent (Elith *et al.*, 2011). Esta última opción permitió identificar posibles condiciones de hábitats nuevos, basados en valores extremos de las variables ecológicas que podría considerarse adecuadas para la especie en los escenarios climáticos futuros (Elith *et al.*, 2011, Peterson *et al.*, 2018). Para cada especie, la evaluación estadística de los modelos obtenidos se realizó considerando la prueba ROC parcial (Peterson *et al.*, 2008) y los menores valores de AICc (Merow *et al.*, 2014). Todos los análisis se realizaron con la versión actual del paquete “*kuenm*”; disponible en GitHub: <https://github.com/marloncobos/kuenm>.

Se utilizaron los valores promedios de las 10 réplicas para resumir las predicciones del modelo para cada escenario climático analizado (Campbell *et al.* 2015). Posteriormente, para generar mapas de “presencia” vs. “ausencia” para cada especie en cada uno de los escenarios climáticos, se aplicó un umbral de omisión del 10% (Peterson *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2013). Este umbral minimiza los errores de omisión (es decir, estimaciones más conservadoras de las distribuciones de especies reduciendo los falsos positivos en las predicciones) y ecológicamente se interpreta como el punto en el cual los píxeles predichos son al menos tan adecuados como los píxeles donde la especie ha sido registrada, rechazando solo el 10% más bajo de los valores de idoneidad registrados en los puntos de registros históricos.

Finalmente, para proporcionar una verificación de la confiabilidad de nuestras transferencias en los modelos climáticos del futuro para cada especie, se calculó la métrica MOP (Owens *et al.*, 2013) utilizando el programa “*ntbox*” (Osorio-Olvera *et al.*, 2020). Esto permitió estimar aquellas áreas de distribución potencial estimadas en el futuro que corresponden a una extrapolación estricta del modelo. De acuerdo con estas métricas, se eliminaron de cada mapa estas áreas de extrapolación estricta ya que corresponden a las zonas de mayor incertidumbre en el modelo (Alkische *et al.*, 2017), y su inclusión en los análisis posteriores podrían afectar los resultados.

4. Patrones espaciales de co-ocurrencia de las especies

Para evaluar los grados de solapamiento espacial e importancia de las plantas en los patrones de distribución potencial del colibrí cola pinta *T. dupontii* a través del tiempo, se desarrollaron dos tipos de análisis. El primero de ellos consistió en calcular, utilizando el programa R 3.4.2 (R-Core

Team, 2018), los valores de coeficiente de correlación (r) de Pearson entre los patrones espaciales de idoneidad climática de los modelos obtenidos del colibrí cola pinta y cada una de las especies de plantas asociadas, así como con los valores de riqueza esperada de plantas (obtenido al sumar los mapas individuales de presencia). Considerando el principio matemático de las pruebas de correlación (Dormann *et al.*, 2012; Molina-Arias, 2017), esperamos que las diferentes pruebas presenten valores de correlación mayor o igual a 0.8, indicativo de una alta correspondencia existente entre los patrones de distribución y/o dependencia de las especies ave-plantas. Adicionalmente, en un segundo enfoque, para evaluar el cambio potencial en los patrones de ocurrencia coincidente entre colibrí cola pinta y las especies de plantas (identificando potenciales rupturas de asociaciones ecológicas importantes), se determinó el grado de coincidencia espacial (en km^2) entre su distribución geográfica potencial. Con la información obtenida se calcularon los índices de frecuencia relativa (FR) e importancia relativa (IR) para cada planta utilizando la metodología propuesta por Ortega-Andrade *et al.* (2015), donde: $\text{IR} = \text{área de distribución de la planta coincidente con el rango del colibrí} / \text{Área total de distribución de la planta}$. Estos análisis se realizaron por separado para cada uno de los escenarios climáticos considerados (presente *vs.* futuro).

5. Análisis espaciales

Después de identificar las áreas de mayor idoneidad climática en cada escenario climático (presente y futuros) para la distribución de cada una de las especies, se realizaron cuatro análisis espaciales que incluyen: (1) la evaluación del efecto del cambio climático y de la pérdida del hábitat en la distribución potencial de las especies; (2) la evaluación de la importancia de las áreas protegidas en la distribución de estas especies; (3) la estimación de los cambios altitudinales en la extensión de distribución de las especies, y (4) la identificación de áreas prioritarias de conservación para la protección a largo plazo de esta especie de colibrí. No obstante, considerando que la capacidad de dispersión de las especies puede afectar directamente el éxito de colonización de nuevas áreas de idoneidad en el futuro (Peterson *et al.*, 2002; Atauchí *et al.* 2020; Prieto-Torres *et al.*, 2016), es importante resaltar que estos análisis se realizaron bajo dos supuestos de dispersión: “no dispersión” *vs.* “dispersión contigua”. En el primero de ellos, se asumió que las especies simplemente no podrán dispersarse y habitarán únicamente aquellas porciones de las áreas de distribución actual que siguen siendo idóneas en el futuro; mientras que en el segundo supuesto se asumió que las especies podrán dispersarse a través del hábitat continuo dentro de sus áreas de accesibilidad histórica (es decir M) pudiendo colonizar aquellas áreas nuevas consideradas como idóneas en el futuro (Peterson *et al.*, 2002; Atauchí *et al.* 2020; Prieto-Torres *et al.*, 2016).

En el primer análisis, la proporción de cambio (ganancia o pérdida) en las áreas potenciales de distribución de las especies por efectos del cambio climático se determinó mediante la sumatoria de los mapas binarios de presencia de los escenarios climáticos analizados (Young *et al.*, 2009). En este sentido, se consideró como ganancia cuando la cantidad de píxeles predichos como idóneos para las áreas de distribución en el futuro eran mayor a los estimados para el presente, caso contrario se consideró como una contracción en los rangos de distribución de las especies. Por otra parte, para estimar el efecto de la deforestación y/o pérdida del hábitat en las áreas de idoneidad para la distribución de las especies, se utilizó un mapa de cobertura de vegetación terrestre para el año 2018 (disponible en: <https://www.esa-landcover-cci.org/>; ESA, 2018) con una resolución espacial de 5km². Para ello, el mapa de cobertura vegetal será reclasificado en dos categorías: “vegetación intacta” vs. “áreas perturbadas”. La categoría de áreas perturbadas agrupo todas aquellas zonas urbanas, bosques secundarios, áreas deforestadas, áreas de cultivo y los pastos para la cría del ganado (Ortega-Andrade *et al.*, 2015; Atauchi *et al.* 2020). En este sentido, se calculó el porcentaje de áreas de distribución potencial de cada especie que coincidente con aquellas áreas naturales intactas en cada escenario climático a analizar. De la misma manera, para estimar los valores de representatividad de estas especies en los actuales sistemas de Áreas Protegidas, se calculó la proporción (en km²) de áreas de distribución potencial de las especies que coinciden con los límites de las Áreas Protegidas en cada escenario climático (presente vs. futuros). Los polígonos de distribución de las Áreas Protegidas fueron obtenidos de la Base de Datos Mundial de Áreas Protegidas (IUCN & UNEP-WCMC, 2019).

Por otro lado, a fin de comparar los cambios en las relaciones entre los valores de idoneidad climática observada (ICO) y los rangos de elevación a lo largo de la distribución geográfica de las especies en cada escenario climático, se estimaron los valores promedios de ICO y elevación en los cuales se observó las áreas potenciales de distribución estimadas para las especies (Lizcaino *et al.*, 2015; Ortega-Andrade *et al.*, 2015; Prieto-Torres *et al.*, 2016; Atauchi *et al.*, 2020). Los valores de elevación fueron obtenidos a partir de un modelo digital de elevación, con una resolución espacial de 5km², descargado directamente del proyecto Hydro 1K (USGS, 2001).

Finalmente, la identificación de áreas prioritarias de conservación complementarias al sistema actual de áreas protegidas se realizó mediante un procedimiento de dos pasos. En primer lugar, para cada año por separado, se identificaron aquellas áreas de distribución potencial del colibrí cola pinta *T. dupontii* y al menos la mitad de las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat. Posteriormente, estas áreas identificadas individualmente para el presente y los años futuros, fueron sumadas a fin de localizar los sitios de congruencia espacial entre ellos. Este procedimiento fue realizado bajo el supuesto de que aquellos sitios predichos por los cuatro escenarios climáticos y

los dos supuestos de dispersión de las especies, suponen áreas tanto de alta estabilidad climática como de alta diversidad (en este caso riqueza) de especies y patrones de co-ocurrencia colibrí-plantas. Por ello, resultan prioritarias para la conservación del colibrí cola pinta y deben ser considerados como sitios potenciales de protección por los tomadores de decisión (Hannah *et al.*, 2007; Prieto-Torres *et al.*, 2016).

RESULTADOS

1. Registros históricos de presencia y modelos de distribución de las especies

En total se compilaron 148,119 registros históricos para las especies analizadas, incluyendo un total de 16 plantas asociadas a la alimentación de *T. dupontii* (Tabla 2). Luego de implementar el proceso de depuración y limpieza de los datos, se obtuvo un total de 12,217 (en promedio 718 por especie) registros independientes (i.e., separados entre sí por una distancia mínima de 5 km²), los cuales fueron utilizados para la construcción de los modelos individuales. Los modelos de idoneidad climática obtenidos en este estudio se caracterizaron por presentar altos valores para la prueba de ROC-parcial (en promedio = 1.68), así como una baja tasa de omisión (en promedio = 8%) de datos de evaluación. Estos valores de rendimiento indican que los modelos de distribución fueron estadísticamente mejores que el azar, por lo que reconstruyen adecuadamente las condiciones del nicho ecológico de las especies analizadas.

Para el caso *T. dupontii* se observó que las variables ambientales más importantes en el modelo fueron Bio 01 (30.1 %), Bio 3 (29.6%), Bio 2 (17.2%), Bio 15 (12.5%), Bio 16 (6.1%), Bio 14 (3.2%) y Bio 4 (1.3%). Para el caso de las especies de plantas, en promedio, las variables ambientales más frecuentemente utilizadas por los modelos fueron Bio 1 (56.3%), Bio 2 (62.5%), Bio 3 (62.5%), Bio 4 (43.7%), Bio 14 (62.5%) y Bio 15 (62.5%). Los parámetros de configuración de los modelos (incluyendo el rasgo de salida [“feature”], el múltiplo de regularización y el conjunto final de variables climáticas utilizadas en cada caso) se presentan en la Tabla 2.

2. Patrones de distribución y co-distribución de las especies en el presente

Para el escenario climático del presente se estimó un área de idoneidad climática de 260,525 km² para la distribución del colibrí *T. dupontii*, la cual se extiende desde el noroeste de México hasta el norte de Costa Rica (Figura 5). Esta distribución incluye una elevación promedio de 1,461.44 ± 690.53 m.s.n.m. No obstante, al considerar los efectos de la deforestación y pérdida de hábitat, se observó que solo un 53% (137,800 km²) de la superficie permanece como área con vegetación intacta. Además, esta distribución potencial estimada en el presente incluye sólo un 6.19% de la

superficie dentro de alguna de las categorías en el actual sistema de ANP. En el caso de las plantas se observaron valores promedios de 998,457 km² para la extensión del área de distribución potencial para las especies. Esta distribución incluye una elevación promedio de 1246.92 ±723 m.s.n.m. De esta superficie, un estimado de 48.9% (i.e., 488,217 km²) de área predicha por el modelo permanece como zonas con vegetación intacta. En promedio, estas especies de plantas presentaron sólo un 7% de su superficie como áreas protegidas (Tabla 3).

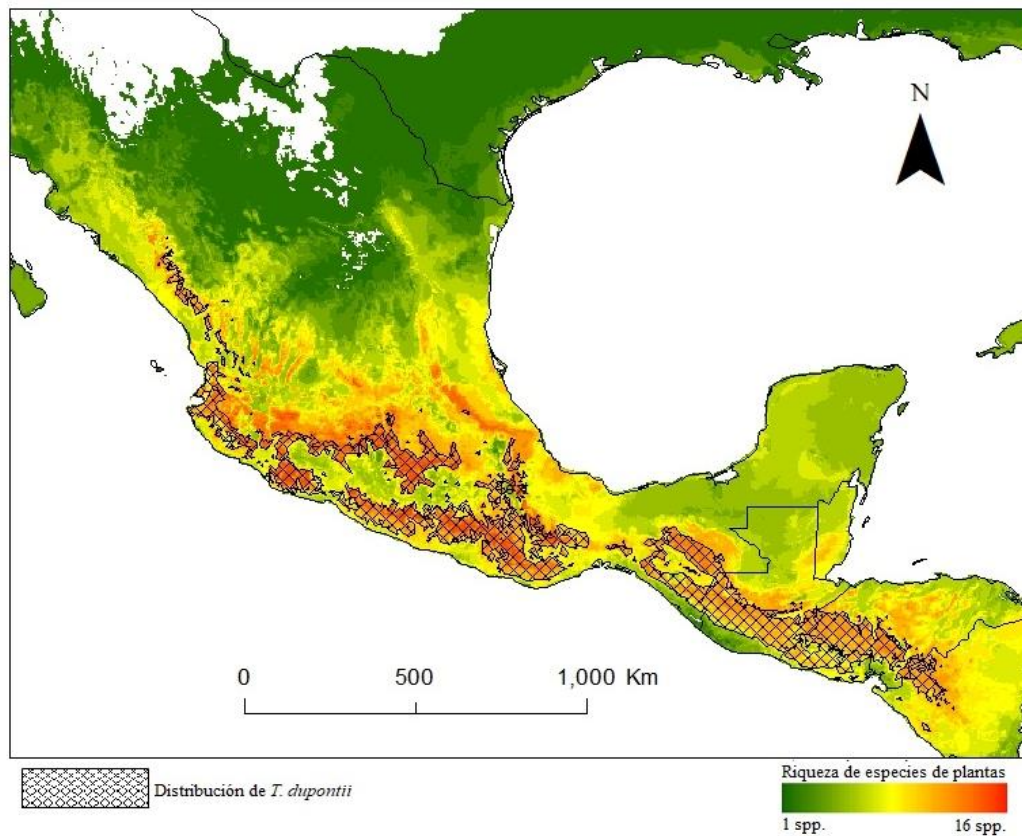


Figura 5. Mapa mostrando los patrones actuales de riqueza de especies de plantas (n = 16 spp.) altamente asociadas con el uso del hábitat (alimentación) del colibrí Cola pinta *Tilmatura dupontii* en su distribución.

Por otra parte, los modelos de idoneidad climática de las especies de plantas mostraron valores de correlación con el mapa de idoneidad climática de *T. dupontii* que variaron entre -0.03 (*D. erecta*, *M. geometrizzans* y *S. mexicana*) y 0.5 (*F. paniculata* y *P. ramiflorus*). Además, el análisis de correlación entre las áreas de idoneidad climática de *T. dupontii* y el mapa de riqueza de especies de plantas (Tabla 3) mostró valores de baja correlación: 0.29 ($P < 0.01$). Asimismo, al determinar el grado de coincidencia espacial entre la distribución geográfica potencial del colibrí cola pinta y las especies de plantas, se observó que las plantas albergan, en promedio, un 72.40% (mínimo = 4.9% [*M. geometrizzans*] y máximo = 99.61% [*L. camara*]) de la distribución potencial del colibrí. Por el contrario, *T. dupontii* representa en promedio solo un 18.55% de la distribución de las plantas (mínimo = 1.43% [*Hibiscus rosa-sinensis*] y máximo = 55.26% [*Fuchsia paniculata*]).

Tabla 2. Listado de especies de plantas asociadas al colibrí cola pinta *T. dupontii* incluidas en este estudio. Para cada una de las especies se indican los parámetros de configuración (incluyendo el número de registros totales y localidades únicas, el set de variables usadas, el rasgo de salida y el múltiplo de regularización) y de evaluación (porcentaje de omisión de datos, ROC-Parcial y AICc) para los modelos. Asimismo, se indica el valor de umbral utilizado para la conversión de los mapas de idoneidad climática en mapas de distribución (presencia vs. ausencia) de las especies.

Familia	Especie	#registros (únicos)	Variables utilizadas	ROC- Parcial	% omisión	Valor del umbral
Trochilidae	<i>Tilmatura dupontii</i>	3,750 (187)	Bio1, Bio14, Bio15, Bio16, Bio2, Bio3, Bio4	1.68	0.08	0.38
Alstroemeriaceae	<i>Bomarea edulis</i>	3,859 (630)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.31	0.1	0.27
Cacteaceae	<i>Myrtillocactus geometrizans</i>	1,833 (393)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.72	0.09	0.28
Clethraceae	<i>Clethra mexicana</i>	2,904 (556)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio4, Bio14, Bio15, Bio16	1.52	0.08	0.20
Lamiaceae	<i>Salvia iodantha</i>	1,226 (179)	Bio12, Bio14, Bio15 Bio17, Bio2, Bio3, Bio4	1.66	0.02	0.22
	<i>Salvia mexicana</i>	2,669 (465)	Bio1, Bio12, Bio14, Bio15, Bio2, Bio3 Bio4	1.79	0.05	0.24
Loranthaceae	<i>Psitacanthus ramiflorus</i>	524 (105)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.42	0.1	0.23
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	16,517 (666)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.34	0.09	0.40
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i>	2,773 (289)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio4, Bio13, Bio14, Bio15	1.49	0.09	0.31
Onagraceae	<i>Fuchsia encliandra</i>	868 (138)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.22	0.19	0.16
	<i>Fuchsia microphylla</i>	3,125 (399)	PC1, PC2, PC3, PC4	1.44	0.14	0.24
	<i>Fuchsia paniculata</i>	2,731 (348)	Bio1, Bio13, Bio14, Bio15, Bio2, Bio3	1.63	0.12	0.17
Plantaginaceae	<i>Penstemon roseus</i>	2,559 (351)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio4, Bio12, Bio14, Bio15	1.76	0.12	0.21
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i>	13,695(2,337)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio13, Bio14, Bio15	1.44	0.08	0.35
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i>	13,417 (478)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio13, Bio14, Bio15, Bio4	1.52	0.08	0.28
	<i>Lantana camara</i>	73,517(4,305)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio13, Bio14, Bio15	1.36	0.07	0.38
	<i>Lantana velutina</i>	2,152 (391)	Bio1, Bio2, Bio3, Bio4, Bio14 , Bio15, Bio16	1.55	0.08	0.32

Tabla 3. Resumen estadístico de los coeficientes de correlación de Pearson encontrados entre los patrones espaciales de idoneidad climática de los modelos obtenidos del colibrí cola pinta (*Tilmatura dupontii*) y cada una de las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, así como con los valores de riqueza esperada de plantas (obtenido al sumar los mapas individuales de presencia) bajo los escenarios climáticos del presente y futuro.

Especies de plantas	Presente	2040		2060		2080	
		Dispersión	No-Dispersión	Dispersión	No-Dispersión	Dispersión	No-Dispersión
Riqueza de especies	0.29	0.28	0.29	0.25	0.24	0.23	0.19
<i>Bomarea edulis</i>	0.36	0.37	0.37	0.36	0.36	0.38	0.36
<i>Clethra mexicana</i>	0.47	0.48	0.49	0.50	0.51	0.48	0.49
<i>Duranta erecta</i>	-0.03*	-0.04*	-0.04*	-0.07	-0.07	-0.14	-0.13
<i>Fuchsia encliandra</i>	0.21	0.23	0.25	0.26	0.29	0.21	0.24
<i>Fuchsia microphylla</i>	0.31	0.33	0.35	0.34	0.38	0.31	0.35
<i>Fuchsia paniculata</i>	0.50	0.50	0.52	0.49	0.51	0.46	0.49
<i>Hamelia patens</i>	0.08	0.09	0.05	0.06	0.01*	0.07	0.01*
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	0.30	0.35	0.33	0.37	0.36	--	--
<i>Lantana camara</i>	0.33	0.36	0.35	--	--	--	--
<i>Lantana velutina</i>	0.12	0.05	0.04	-0.02*	-0.04*	-0.10	-0.17
<i>Myrtillocactus geometrizans</i>	-0.30	-0.30	-0.38	-0.40	-0.41	-0.40	-0.42
<i>Penstemon roseus</i>	-0.02*	-0.03*	0.00*	-0.03*	0.02*	-0.03*	0.02*
<i>Psitacanthus ramiflorus</i>	0.50	0.50	0.53	0.53	0.52	0.58	0.56
<i>Salvia iodantha</i>	0.27	0.30	0.30	0.28	0.28	0.28	0.26
<i>Salvia mexicana</i>	-0.03*	-0.07	-0.05	-0.08	-0.05	0.00*	0.05
<i>Bougainvillea glabra</i>	0.06	0.07	0.08	0.05	0.07	-0.06	-0.03*

* Indica que los niveles de correlación encontrados fueron estadísticamente no significativos ($P > 0.05$).

3. Impactos del cambio climático global y la deforestación en la distribución de *T. dupontii*

Los modelos obtenidos para *T. dupontii* en los escenarios de CCG muestran que, independientemente de la capacidad de dispersión de la especie, una reducción significativa de las áreas de distribución potencial podría ser el impacto más probable en el futuro (Tabla 4). De hecho, los resultados muestran un efecto negativo impacto mayor (reducción promedio del 51.58%) al asumir una nula capacidad de dispersión, mientras que, al considerar un escenario de dispersión para el colibrí, se observó la posible colonización de 627.5 km² (aprox. 2%) de nuevas áreas geográficas. No obstante, aun en este escenario de dispersión, se observó una tendencia global de reducción (en promedio del 50.36%) de las áreas de distribución (Tabla 4, Figura 6).

En términos generales, se observó que la magnitud de estos impactos negativos será mayor al paso del tiempo, ya que en para el año 2040 se reporta una extensión de 174,900 km² (en el escenario de dispersión), mientras que para el 2060 disminuye hasta 123,600 km² (en el escenario de dispersión) y para el año 2080 ya queda un remanente de 91,975 km² de distribución potencial para la especie (Tabla 4). Además, se observó que en promedio un 49% de la distribución potencial actual de la especie podría considerarse como climáticamente estable en el tiempo. Es importante señalar que los patrones de reducción observados en las áreas de distribución potencial de *T.*

dupontii fueron consistentes entre los escenarios analizados: los estados de Sinaloa, Durango y Nayarit podrían ser donde se pierda la mayor proporción de distribución, especialmente en el año 2080, mientras que los estados del centro del país presentarían la menor reducción en superficie en el futuro. Asimismo, los modelos sugieren un cambio altitudinal en los patrones de distribución de *T. dupontii* para el futuro, observando intervalos de distribución más altos (en promedio 229.615 ± 563.47 m.s.n.m.) al compararlos con los determinados en el presente. De acuerdo con el análisis MOP, no se encontraron superficies predichas como idóneas que correspondan a climas no análogos (es decir nuevos) en el futuro.

Por otra parte, al considerar los efectos en conjunto del cambio climático y la pérdida de hábitat producto de actual tasa de deforestación en el país, se observa que la afectación en las áreas de distribución potencial de *T. dupontii* en el futuro podría ser aún mayor, asumiendo que las áreas deforestadas ya no serán óptimas para la especie. Para el año 2040 se estima una reducción total del -65.47% (escenario de dispersión) y un -66.17 % (escenario de no dispersión), mientras que en el año 2060 será del -75% (escenario de dispersión) al -76% (escenario no dispersión) y para el año 2080 esta reducción puede llegar a ser hasta del -83.51% (escenario de dispersión) al -84.33% (escenario no dispersión). Esto sugiere que las reducidas áreas climáticamente idóneas para la especie en el futuro ya se encuentran deforestadas. De hecho, aproximadamente un 47.35% de las áreas climáticas estables de la especie coinciden con las zonas que no han sido perturbadas por el hombre. Desafortunadamente, al igual que en los escenarios del presente, los modelos de distribución potencial obtenidos para el futuro muestran valores cada vez más bajos de áreas idóneas dentro de las ANPs: 4.73% (i.e. 12,325 km²; año 2040), 3.53% (i.e. 9,200 km²; año 2060) y 2.51% (i.e. 6,900 km²; año 2080).

4. Impactos del cambio climático global y la deforestación en la distribución de las plantas

El impacto de CCG producirá igualmente que las especies de plantas sufran reducciones significativas (en promedio de -26.30% [escenario de dispersión] y -30.01% [escenario de no dispersión]). De hecho, tanto las distribuciones individuales de las especies como los patrones de riqueza de plantas sufrirán modificaciones en cada uno de los escenarios climáticos futuros analizados (Figura 5). Esto será observado posiblemente con mayor impacto en los escenarios de dispersión nula de las especies. En promedio, las especies de plantas que sufrirían la mayor proporción de reducción en las áreas de distribución potencial son: *L. camara* (-66.06%), *F. paniculata* (-44.99%), *F. microphylla* (-43.49%) y *C. mexicana* (-41.79%). Por otro lado, los modelos sugieren la potencial extinción de dos especies de plantas, *H. rosa-sinensis* y *Lantana camara*, para los años 2060 y 2080. Por el contrario, las especies de plantas menos afectadas serán *B. glabra* (-0.98%), *D.*

erecta (-1.32%) y *M. geometrizans* (-2.73%). Además, se observó que, en promedio, un ~71% de la distribución potencial de las especies podrían considerarse como climáticamente estables en el tiempo. Asimismo, los modelos sugieren un cambio altitudinal en los patrones de distribución de las plantas para el futuro, observando intervalos de distribución más altos (entre 229.615–563.47 m.s.n.m.) al comparar las condiciones actuales y el futuro.

Tabla 4. Tendencias de cambio en los patrones de distribución observados para el colibrí cola pinta (*Tilmatura dupontii*) y cada una de las especies de plantas asociadas a su uso de hábitat, bajo escenarios futuros de cambio climático global (CCG) y deforestación para los años 2040, 2060 y 2080 bajo dos escenarios de dispersión. En cada escenario se proporciona la información de cambio observado, así como la superficie estimada dentro de Áreas Naturales Protegidas (ANP) y el rango de elevación promedio.

Especies	Proporción de cambio por CCG	Proporción de cambio por CCG + deforestación	Proporción de áreas nuevas	Proporción de superficie en ANPs	Rango de elevación promedio
2040					
Dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-32.87	-65.47	1.67	4.73	1,691.44 ± 690.53
Plantas	-12.63	-55.03	3.22	7.00	1,294.25 ± 414.44
No-dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-33.99	-66.17	–	4.55	1,676.14 ± 652.11
Plantas	-15.76	-57.03	–	6.00	1320.86 ± 664.40
2060					
Dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-52.56	-75.16	2.71	3.53	1,886.01 ± 607.63
Plantas	-23.46	-61.27	3.18	5.80	1310.03 ± 664.29
No-dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-53.84	-75.95	–	3.31	1,865.76 ± 601.53
Plantas	-27.41	-62.94	–	5.46	1295.30 ± 653.34
2080					
Dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-65.66	-83.51	3.63	2.65	2,024.91 ± 589.95
Plantas	-42.82	-69.90	4.19	4.75	1363.87 ± 610.01
No-dispersión					
<i>Tilmatura dupontii</i>	-66.90	-84.33	–	2.51	2,002.07 ± 585.07
Plantas	-46.86	-72.37	–	4.31	1349.42 ± 596.46

Las áreas de distribución potencial con mayor riqueza de especies de plantas en el futuro se localizan en los estados en que se encuentra en la región del Eje Neovolcánico Transversal. Además, comparando los patrones futuros con los del presente, se observó una pérdida espacial de especies de plantas a lo largo de las áreas de distribución estimadas para el colibrí *T. duponti*. Esta pérdida de riqueza de especies ocurre principalmente en la región noroccidental de México.

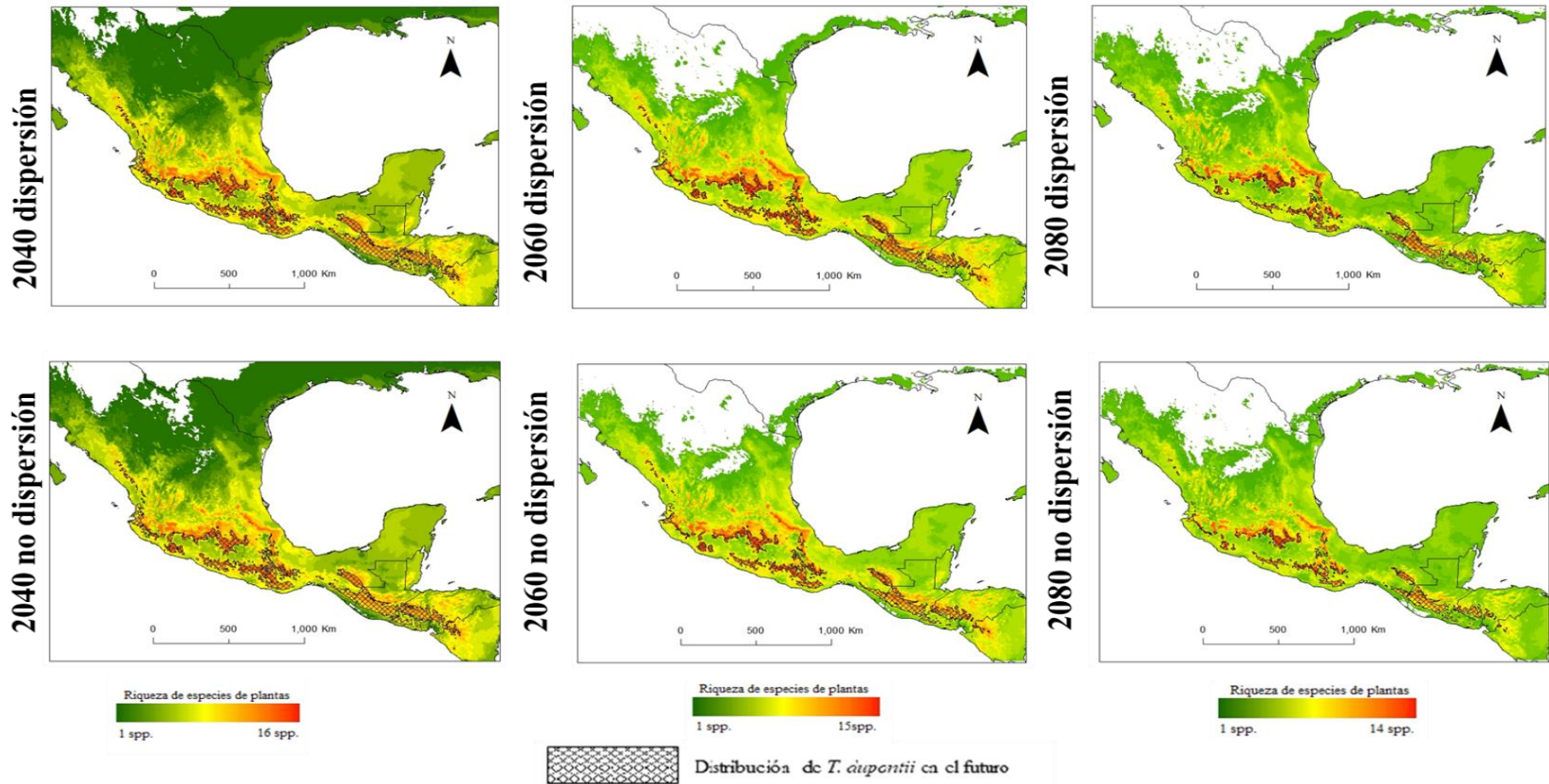


Figura 6. Mapas de patrones de riqueza de especies de plantas ($n = 16$ spp.) altamente asociadas con el uso del hábitat (alimentación) del colibrí Cola pinta *Tilmatura dupontii* bajo escenarios de cambio climático (años 2040, 2060 y 2080).

Finalmente, si consideramos el efecto combinado del CCG y la pérdida del hábitat en el futuro, en promedio se estiman reducciones de -62.06% (escenario de dispersión) y -64.11% (escenario de no dispersión) para las especies de plantas. Las especies de plantas que sufrirían la mayor proporción de reducción en las áreas de distribución potencial son: *L. camara* (-83.78%), *P. ramiflorus* (-78.47%) y *F. microphylla* (-77.09%). Por el contrario, las especies de plantas menos afectadas serán, *M. geometrizzans* (-35.74), *B. glabra* (-49.91%) y *L. velutina* (-50.23%). Al igual que en los escenarios del presente, y similar al caso de *T. dupontii*, los modelos de distribución potencial obtenidos para el futuro mostraron valores muy bajos, con claras tendencias de reducción, de áreas idóneas dentro de las ANPs: <3.22% (año 2040), <3.18% (año 2060) y <4.19% (año 2080).

5. Patrones de co-distribución de las especies en el futuro

Bajo escenarios de CCG en el futuro, los modelos de idoneidad climática del modelo de *T. dupontii* y las especies de plantas mostraron valores individuales de correlación entre -0.04 (*D. erecta*) y 0.5 (*F. paniculata* y *P. ramiflorus*) si asumimos un escenario de capacidad de dispersión para las especies. No obstante, estos valores de correlación fueron de entre -0.04 (*D. erecta* y *M. geometrizzans*) y 0.53 (*F. paniculata* y *P. ramiflorus*) para bajo el supuesto de dispersión nula de las especies (Tabla 4). Además, los análisis de correlación entre las áreas de idoneidad climática de *T. dupontii* y los valores de riqueza de especies de plantas esperadas muestran valores significativos ($P < 0.01$) de relación entre 0.28 (2040) – 0.23 (2080) bajo el escenario de dispersión de las especies, y entre 0.29 (2040) – 0.19 (2080) si asumimos que las especies no serán capaces de dispersarse en el futuro.

Al determinar el grado de coincidencia espacial entre la distribución geográfica potencial del colibrí cola pinta y las especies de plantas en los escenarios del futuro, se observó que las plantas albergan, en promedio, un 66.26% (mínimo = 4.91% [*M. geometrizzans*] y máximo = 99.51% [*B. edulis*]) de la distribución potencial del colibrí. Por el contrario, *T. dupontii* representa en promedio solo un 14.51% de la distribución de las plantas. La mayor coincidencia de distribución espacial entre el colibrí y las áreas de distribución de sus plantas asociadas fue observada con *F. paniculata* (49.54%), mientras que la menor fue con *L. camara* (0.67%) (Tabla 3).

6. Áreas prioritarias para la conservación

Las áreas consenso entre los sitios de mayor concentración de especies de plantas (independientemente del año y el escenario climático considerado) mostraron un alto sobrelape (86.7%; 73,825 km²) espacial con los sitios identificados como climáticamente estables para *T. dupontii*. No obstante, es importante señalar que estas áreas de sobrelape representan solo el 38.4%

de la superficie total estimada para los sitios de alta concentración de especies resilientes a la modificación del clima en el futuro (Figura 6). Un 11.3% de esta superficie identificada se encontraría dentro de las áreas altamente modificadas por el hombre en el presente, mientras que un ~17% (i.e., 12,625 km²) se incluían dentro de las ANPs existentes. Aproximadamente el 61.3% (45,225km²) del área de estos sitios resistentes a largo plazo se localizaron en México, seguidos por un 25.3% y 11.4% de superficie en Guatemala y Honduras, respectivamente. A nivel nacional estas áreas prioritarias de conservación y de alta resiliencia climática en el futuro cubren en su mayoría amplias áreas en Oaxaca (27.4%; 12,375 km²), Estado de Guerrero (17.9%; 8,125 km²) y Chiapas (14.5%; 6,575 km²).

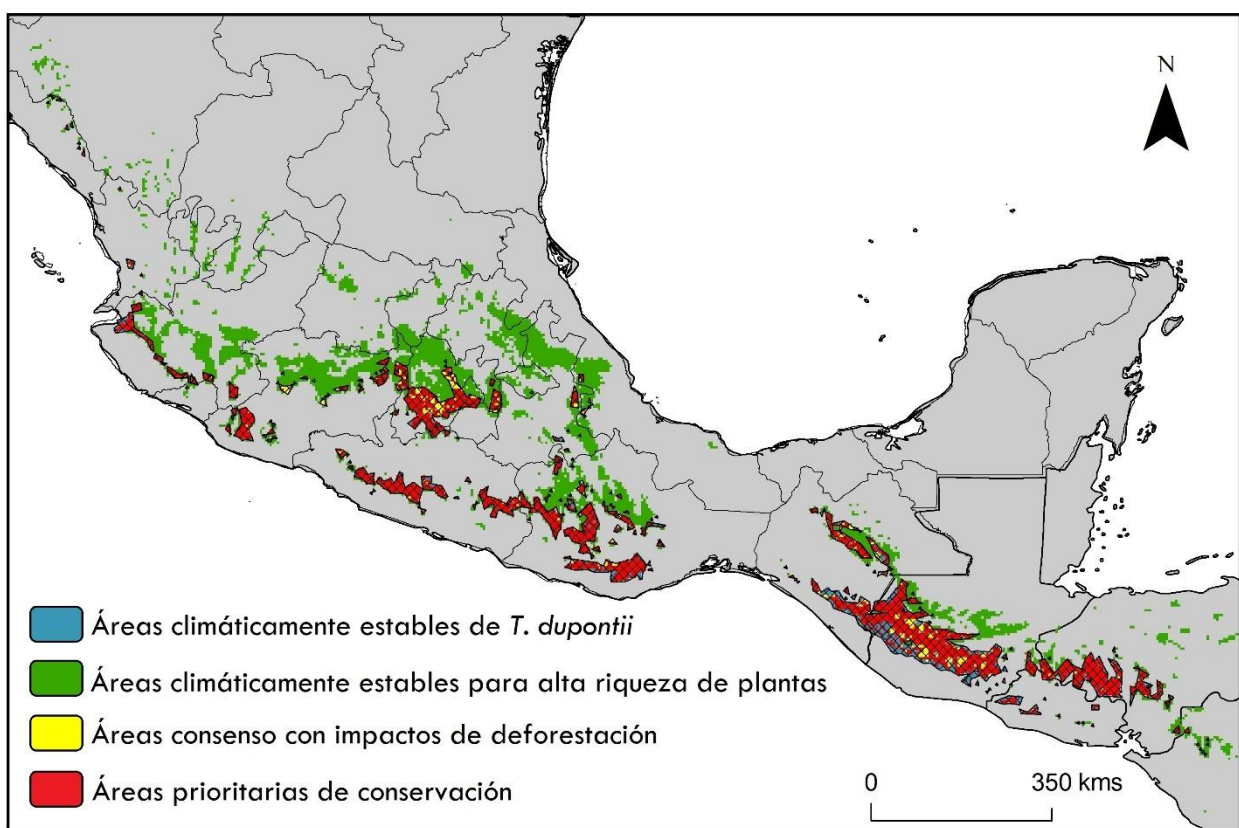


Figura 7. Áreas prioritarias de conservación identificadas para la protección de largo plazo del colibrí Cola pinta (*Tilmatura dupontii*) y las especies de plantas asociadas con su uso del hábitat.

DISCUSIÓN

Distribución actual de *Tilmatura dupontii* y sus plantas.

Los patrones de distribución obtenidos para *T. dupontii* en los modelos fueron concordantes con el rango de distribución conocido para la especie, el cual se extiende desde el noroeste de México al norte de Costa Rica (Birdlife International, 2020). Además, la tendencia observada para el patrón de co-distribución colibrí-plantas parece corroborar la idea de que su distribución

geográfica está estrechamente relacionada con la abundancia y disponibilidad de recursos (Rosenberg y Rosenberg, 1979; Gómez de Silva *et al.*, 1999; Ortiz-Pulido y Díaz, 2001; Díaz-Valenzuela *et al.*, 2012), ya que además de requerir condiciones climáticas idóneas requieren de condiciones bióticas particulares (ej. presencia de plantas para la alimentación) y/o cierto grado de cobertura vegetal (Arizmendi y Berlanga, 2014). Esto es importante considerando que, como muestran los resultados, la distribución de esta especie actualmente se ve afectada por la deforestación y pérdida de hábitat (FAO, 2002; Mas *et al.*, 2004; Ramírez-Mejía *et al.*, 2011; Sierra-Morales *et al.*, 2016).

Si bien *T. dupontii* ha sido registrada en diferentes hábitats, incluyendo el uso potencial de recursos florales disponibles en campos de cultivo y zonas perturbadas (Ortiz-Pulido y Díaz, 2001; Díaz-Valenzuela *et al.*, 2012; Arizmendi y Berlanga, 2014), aún sigue siendo poco estudiada la capacidad o comportamiento generalista-especialista de esta especie. De hecho, la relación observada de *T. dupontii* con áreas de menor riqueza de especies de plantas podría deberse a factores locales como interacciones interespecíficas (competencia) y rasgos de comportamiento de la especie (ej. anidación y reproducción) en sus áreas de distribución. Se necesitan más estudios abordando estas condiciones para la especie en su medio natural (Díaz-Valenzuela *et al.*, 2012). Además, si bien no se tienen registros de declives poblacionales para las especies de plantas asociadas a este colibrí, es importante señalar que para la mayoría de ellas (ej. *S. mexicana*, *S. iodantha*, *M. geometrizzans*, *F. encliandra*, *F. paniculata*, y *F. microphylla*) aún falta mucha información al respecto de sus estados de conservación (IUCN, 2022).

Por otra parte, el alto grado de áreas climáticamente idóneas para especies aún con vegetación intacta soportan la idea de que las poblaciones de *T. dupontii* se mantienen actualmente estables, por lo que es considerada una especie de “preocupación menor” (IUCN, 2022). Sin embargo, en México, este no parece ser el caso ya que las altas tasas de deforestación y cambios de uso de suelo del país han ocasionado que la especie sea considerada como amenazada (SEMARNAT, 2019). Por ello, se requieren más estudios enfocados en el monitoreo de las poblaciones a lo largo de la región (Feinsinger y Colwell, 1978; Justino *et al.*, 2012; Rodríguez, 2014).

Impactos del cambio climático global en las especies.

Los resultados obtenidos en este estudio concuerdan con los reportados para otros grupos taxonómicos —tanto anfibios, reptiles, mamíferos, insectos y plantas— a nivel individual en la región (Gómez-Mendoza *et al.*, 2008; Ortiz-Yusty *et al.*, 2014; Islas-Báez *et al.*, 2015; Aragón-Noriega *et al.*, 2017; Mayani-Parás *et al.*, 2019; Herrera-Feijoo *et al.*, 2021), así como

particularmente con otras especies de colibríes, tanto de amplia distribución (ej. *Amazilia beryllina*) como semi-endémicas (ej. *A. violiceps*) y endémicas (ej. *Cynanthus sordidus*) (Lara *et al.*, 2012; Prieto-Torres *et al.*, 2021). Para todos estos casos se estiman igualmente reducciones significativas de las áreas de idoneidad para las especies en el futuro, incluyendo un desplazamiento altitudinal.

Aunque *T. dupontii* es considerado una especie migrante altitudinal (Rodríguez-Flores y Arizmendi, 2016), es difícil predecir la potencial adaptación de las especies en el futuro por lo que se necesitan más estudios. De hecho, aunque las especies pueden aclimatarse adecuándose fisiológicamente por medio de la plasticidad fenotípica dentro de la vida del organismo (Urban *et al.*, 2014), si las especies de baja elevación no son capaces de adaptarse rápidamente a los nuevos ambientes de altas elevaciones (ya que la disponibilidad de oxígeno y la densidad del aire son reducidas en zonas de mayor altura) es probable que sus poblaciones disminuyan en el futuro, lo que aumenta su riesgo de extinción (Buermann *et al.*, 2011). Por ello, frecuentemente los impactos negativos del CCG tienden a observarse con mayor efecto en aquellas especies que, como *T. dupontii*, presentan distribución coincidente con los ecosistemas de media y alta montaña (Böhning-Gaese *et al.*, 2008; Rojas-Soto *et al.*, 2012; Monterrubio-Rico *et al.*, 2015), lo cual ha originado que sean consideradas como altamente vulnerables (Uribe-Botero, 2015).

Por otra parte, la disminución en la distribución de las plantas y los potenciales escenarios de extinción de *Hibiscus rosa-sinensis* y *Lantana camara* (especies consideradas de amplia distribución), sugieren que el CCG incrementará los riesgos de extinción de especies especializadas (con distribuciones geográficas restringidas y nicho ecológicos estrechos) lo que, consecuentemente, podría ocasionar una reducción en la riqueza e incluso procesos de homogenización biótica de las comunidades biológicas (Zwiener *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2019; Hidasi-Neto *et al.*, 2019). De hecho, en un estudio sobre el bosque mesófilo de montaña de Honduras, se observó una reducción de la riqueza y abundancia de especies de plantas en elevaciones bajas, lo cual estuvo relacionado con los cambios climáticos registrados durante los últimos 10 años de estudios (Neate-Clegg *et al.*, 2018). Esto es importante ya que los cambios dentro de las comunidades ecológicas podrían promover la degradación del hábitat que a su vez podría afectar a las comunidades de aves asociadas al incrementar la competencia por los recursos e incluso incrementando la mortalidad y/o erradicación de individuos/especies, tal como ocurrió con el colibrí *Hylonympha macrocerca* en bosques de Venezuela (Böhning-Gaese *et al.* 2008; Uribe-Botero, 2015).

Asimismo, los resultados de este estudio muestran que el CCG probablemente tendrá un mayor impacto si las especies no tienen la suficiente capacidad de dispersión. En el caso de las plantas la dispersión dependerá del tiempo que transcurra desde la semilla hasta la primera

reproducción —de 1 a 30 años en la mayoría de las plantas (Moles *et al.*, 2004; Corlett y Wescott, 2013)— y cuanto pueda dispersarse —en la mayoría de 10 a 1500m) (Kinla y Gaines, 2003, Bullock, 2012; Corlett y Wescott, 2013). De esta manera, los estudios previos sugieren que existe un importante retraso en la migración y dinámica de respuesta de las plantas que está siendo rebasada por la velocidad del CCG (Corlett y Wescott, 2013). Por otra parte, es importante resaltar que los impactos del CCG en las poblaciones de plantas no solo pueden limitarse a cambios en su distribución geográfica, sino que también podrían afectar incluso sus períodos de floración y germinación en el año, lo cual indudablemente podría impactar en la estructura de las redes ecológicas de interacción. Este fue el caso observado en un estudio para 62 especies de plantas que son polinizadas por colibríes en Brasil (Correa- Lima *et al.*, 2019).

Si bien existen varios estudios realizados sobre los niveles de interacción polinizadores-plantas (incluyendo grupos de abejas, lepidópteros, murciélagos y colibríes), pocos son los que han evaluado este tema desde la perspectiva de los impactos del CCG. Esto es un tema crítico de análisis ya que como evidencian los resultados, el CCG podría causar cambios en las redes de los colibrí-plantas. Un ejemplo concordante con los ejemplos acá obtenidos es el estudio realizado sobre el murciélago *Leptonycteris nivalis* y las plantas de *Agave* que polinizan durante su migración anual entre México y Estados Unidos, en la que se estima una reducción incluso del 75% de sus patrones de co-distribución, lo cual representa una restricción a recursos de forrajeo para el murciélago que amenaza su supervivencia (Gómez-Ruiz y Lacher, 2019). Entender estas potenciales dinámicas de respuesta es importante dado que los desajustes espaciales entre plantas y polinizadores podrían conllevar a serios problemas al respecto de la integridad y funciones de los ecosistemas (Morton y Raferty, 2017; Graham *et al.*, 2017), especialmente si consideramos que las especies de ambos taxones pueden responder de forma diferente ante estos escenarios de perturbación ambiental (Prieto-Torres *et al.*, 2016). De hecho, si las plantas no migran lo suficientemente rápido para seguir las condiciones cambiantes es posible que no se adapten a los cambios rápidos en su entorno (Jump y Peñuelas, 2005), mientras que, por otro lado, los polinizadores podrían migrar a un ritmo más rápido lo que podría reducir las visitas de las plantas (Pyke *et al.*, 2016; Morton y Raferty, 2017; Graham *et al.*, 2017). Bajo estas condiciones el colibrí cola pinta, bajo el supuesto de ser una especie generalista, podría establecer nuevas relaciones con otras especies de plantas. Esto es concordante con los resultados reportados por Correa-Lima *et al.* (2019) al estudiar las interacciones plantas-colibríes en diferentes rangos altitudinales bajos escenarios de alteración climática. No obstante, no puede descartarse la idea de que las relaciones interespecíficas, como la competencia por los recursos, podrían igualmente influir en la distribución potencial del colibrí por lo que el riesgo de extinción podría ser aún mayor en el futuro que lo predicho por los modelos.

Perspectivas de conservación a largo plazo.

Hoy en día la conservación de los polinizadores es considerada como una prioridad en nuestros países ya que una disminución poblacional y extinción de estas especies tiene implicaciones tanto ambientales (dado los servicios ambientales que prestan) como incluso económicas (es probable que afecte a la producción y los costos de ciertos cultivos) en la sociedad (Maglianesi, 2016). No obstante, y si bien las ANPs son consideradas como uno de los instrumentos más eficaces para la conservación de la riqueza natural a nivel mundial y nacional (IUCN, 2011; Cadena-Gonzales *et al.*, 2013; Uribe-Botero, 2015), los resultados obtenidos muestran que estas áreas no son suficientes ni efectivas para la protección a largo plazo de esta especie y las interacciones ecológicas que tiene con las plantas que poliniza. Esto, lamentablemente, es concordante con los resultados mostrados por estudios previos que analizan el papel de las ANPs ante escenarios de CCG (Ponce-Reyes *et al.*, 2012; Prieto-Torres *et al.*, 2016, 2021; Jones *et al.*, 2018; Maxwell *et al.*, 2020). Por ello, partiendo de las estimaciones obtenidas en este estudio, la especie *T. dupontii* no tendrá un futuro muy prometedor.

Esta situación hace necesario la creación de nuevos sitios de conservación, que sirvan incluso como corredores ecológicos, para las poblaciones remanentes y resilientes en el tiempo (Maxwell *et al.*, 2020; Prieto-Torres *et al.*, 2021). De hecho, tal como muestran los resultados, es esencial que la creación de estos sitios contemple los efectos combinados del cambio climático y la deforestación, pues actualmente la red de ANPs es poco efectiva principalmente porque no cubren la distribución modificada de las especies en el futuro (ej. Prieto-Torres *et al.*, 2021). Desde esta perspectiva, resultados obtenidos representan una valiosa guía sobre cuales áreas requieren inmediatas acciones de protección para la conservación a largo plazo de *T. dupontii*, lo cual es una información básica para que autoridades y sociedad civil puedan trabajar en el diseño y decreto de futuros planes de acción enfocados a reducir los riesgos de extinción de las poblaciones remanentes para esta especie vulnerable y sus plantas asociadas. Además, es importante resaltar que las áreas identificadas como prioritarias para esta especie en México fueron concordantes con la propuesta de Prieto-Torres *et al.* (2021), mientras que en el resto de Centroamérica coinciden con el ya establecido corredor biológico Mesoamericano (Cadena-González *et al.*, 2003; Uribe-Botero, 2015), lo cual reafirman la relevancia de estos sitios para garantizar el salvaguardo a largo plazo no solo de las especies acá estudiadas sino de otros componentes importantes de la biodiversidad en la región.

Fallar en proteger estas importantes áreas resultaría en grandes pérdidas de especies y propiedades únicas de la diversidad en el mundo. Se deben tomar acciones ahora, dado que, con el paso del tiempo, las posibilidades de una conservación exitosa disminuyen drásticamente (Mayani-

Paras *et al.*, 2020). En este sentido, se necesitan cambios internos en las políticas de conservación (dirigidas a aumentar la extensión y el financiamiento de las ANPs y el desarrollo del uso sostenible de los territorios), así como la participación de las comunidades dentro de iniciativas de manejo sustentable, restauración y conservación del paisaje. Estas acciones son indispensables para el resguardo de las especies y los hábitats que ocupan, especialmente considerando que, por ejemplo, en México las áreas prioritarias de conservación identificadas coinciden con regiones donde se observan altas tasas de deforestación por actividades agrícolas (Mas *et al.*, 2004; Ramírez-Mejía *et al.*, 2011; Sierra-Morales *et al.*, 2016).

Si bien en la actualidad no se cuenta con evidencias de que sean usadas las interacciones de los organismos para definir ANPs (ver Heinen *et al.*, 2020), con base a los resultados obtenidos, el considerar la interacción mutualista planta-colibrí debe ser un punto estratégico y crítico dentro de la toma de decisiones en los futuros esfuerzos de conservación de la biodiversidad en su totalidad. De hecho, este estudio representa una importante guía sobre qué áreas necesitan inmediatas acciones de protección para la conservación a largo plazo de *T. dupontii* y sus plantas asociadas, lo cual es información básica para el desarrollo de futuros proyectos de investigación (ej. monitoreo de la anidación y reproducción ya que esta información es escasa) como de conservación. Para el caso de países megadiversos en Latinoamérica, como México, donde los recursos económicos para este tipo de proyectos son limitados, la información acá proporcionada es crucial para los formuladores de políticas (Jones *et al.*, 2018, Maxwell *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

- El cambio climático global afectara los patrones de distribución del colibrí *T. dupontii* y las especies de plantas asociadas al hábitat en el futuro con tendencia a la reducción en sus áreas de distribución, independiente de que las especies puedan desplazarse o no a nuevas áreas. Las especies *L. cámara* e *Hibiscus rosa-sinensis* podrían ser las más vulnerables con alto riesgo de extinción.

- Si bien la deforestación y el cambio climático global son factores que individualmente amenazan a la biodiversidad, en conjunto podrían aumentar drásticamente los impactos negativos en el futuro de las especies, con tendencias claras reducción de áreas potenciales incrementa y aumenta la afectación de las especies. Además, los bajos valores de correlación espacial observados entre *T. dupontii* y sus plantas sugieren que estas responderán de forma independiente a los impactos del cambio global en el futuro.

- Es necesario un cambio en las políticas de conservación en países como México donde se localizan las principales áreas de resiliencia climática, siendo la participación de las comunidades locales crucial para alcanzar el éxito de cualquier programa de conservación a aplicar.

BIBLIOGRAFÍA

- Alkishe, A. A., Peterson, A.T., & Samy, A.M. (2017). Climate change influences on the potential geographic distribution of the disease vector tick *Ixodes ricinus*. *PLoS One* 12, e0189092.
- Almazán-Núñez, R., Nova-Muñoz, O., & Almazán-Juárez, A. (2014). Avifauna de Petatlán en la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *Ecosistemas Y Recursos Agropecuarios*, 23(2).
- Álvarez-Icaza L. & Rosas I., (2010). Importancia ambiental y social del corredor biológico mesoamericano en México. *Mesoamericana*, 14(3), 97-106.
- Aragón-Noriega, E. A., Castillo-Vargasmachuca, S. G., Ponce-Palafox, J. T., Cruz-Vásquez, R., Rodríguez-Domínguez, G., & Pérez-González, R. (2017). Distribución potencial de almeja de sifón *Panopea globosa* del Golfo de California en un escenario de cambio climático. *Acta universitaria*, 27(3), 28-35.
- Araújo, M.B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., Early, R., Garcia, R.A., Guisan, A., Maiorano, L., & Naimi, B. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances* 5, eaat4858.
- Arizmendi, M.C., Constanza, M. S., Lourdes, J., Ivonne, F. M., & Edgar, L. S. (2007). Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near México City. *Biological Conservation*, 136(1), 155-158.
- Arizmendi, M.C. (2009). La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas* 85, 1-5.
- Arizmendi, M.C. & Berlanga, H. (2014). *Colibríes de México y Norteamérica, Hummingbirds of Mexico and North America*. CONABIO. México. 160 pp.
- Arizmendi, M.C. (2001). Multiple ecological interactions: The case of the hummingbird pollination and the nectar robber *Diglossa baritula*. *Canadian Journal of Zoology* 79, 997-1006.
- Atauchi, P.J., Auca-Chutas, C., Ferro, G., & Prieto-Torres, D.A. (2020). Present and future potential distribution of the endangered *Anairetes alpinus* (Passeriformes: Tyrannidae) under global climate change scenarios. *Journal of Ornithology* 161, 723-738.
- Atauchi, P.J., Peterson, A.T., & Flanagan, J. (2018). Species distribution models for Peruvian plantcutter improve with consideration of biotic interactions. *Journal of Avian Biology* 49(3), jav-01617.
- Barnagaud, J. Y., Kissling, W.D., Tsirogiannis, C., Fisikopoulos, V., Villeger, S., Sekercioglu, C.H., & Svenning, J.C. (2017). Biogeographical, environmental and anthropogenic determinants of global patterns in bird taxonomic and trait turnover. *Global Ecology and Biogeography* 26, 1190-1200.

- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222, 1810-1819.
- Berlanga, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V.M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L.A., Ortega-Álvarez, R., & Calderón-Parra, R. (2019). *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. CONABIO, México D.F.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., & Settele, J. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785), 351-354.
- Bronstein, J.L. (2001). The exploitation of mutualism. *Ecology Letters* 4, 277- 287
- Burbano-Alvarez J.E. (2013). ¿Co- evolución morfológica entre los picos de los colibríes y las corolas de las plantas? *Biocyt* 6(20), 398-409.
- Castillo-Campos, G., M. E. Medina Abreo y R. Acevedo-Rosas. 2018. El género *Psittacanthus* (Loranthaceae) en Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana* 124. DOI: 10.21829/abm124.2018.1278
- Chamberlain, S., Barve, V., Mcglinn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2019). *Rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API. R package version 1.2.0*, <https://CRAN.R-project.org/package=rgbif>
- CITES (Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres). 2013. Apéndices I, II y III, 2013.
- Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., & Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ* 7: e6281.
- Cobos, M.E., Peterson, A.T., Osorio-Olvera, L., & Jiménez-García, D. (2019b). An exhaustive analysis of heuristic methods for variable selection in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Informatics* 53, 100983.
- Corlett, R. T., & Westcott, D. A. (2013). Will plant movements keep up with climate change? *Trends in ecology & evolution*, 28(8), 482-488.
- Cornejo-Tenorio, G., & Ibarra-Manríquez, G. (2011). Diversidad y distribución del género *Salvia* (Lamiaceae) en Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1279-1296.
- Correa-Lima, A. P. A., Varassin, I. G., Barve, N., & Zwiener, V. P. (2019). Spatio-temporal effects of climate change on the geographical distribution and flowering phenology of hummingbird-pollinated plants. *Annals of botany*, 124(3), 389-398.

- Crawley, M. (2007). *The R book*. The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England, John Wiley & Sons Inc.
- Cuervo-Robayo, A. P., Ureta, C., Gómez-Albores, M. A., Meneses-Mosquera, A. K., Téllez-Valdés, O., & Martínez-Meyer, E. (2020). One hundred years of climate change in Mexico. *PloS One* 15, e0209808.
- Cuevas, E., Jiménez, R., & Lopezaraiza-Mikel, M. (2014). Sex-specific reproductive components and pollination ecology in the subdioecious shrub *Fuchsia microphylla*. *Plant Biology*, 16(6), 1096-1103.
- Díaz-Valenzuela, R., González-García, F., & Núñez, R.M. (2012). Primer registro del colibrí cola pinta (*Tilmatura dupontii*, Trochilidae) en la Sierra Juárez, Oaxaca, México y algunas notas sobre su alimentación. *Huitzil* 13(1), 68-73.
- Dormann, C.F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal* 2, 7–24.
- Eardley, C., Roth, D., Clarke, J., Buchmann, S., & Gemmil, B. 2006. *Pollinators and pollination: a resource book for policy and practice*. African Pollinator Initiative (API). South Africa.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17, 43–5.
- Elton, C. (1927). The nature and origin of soil-polygons in Spitsbergen. *Quarterly Journal of the Geological Society* 83(1-5), 163-NP.
- Escoto Castillo, A., Sánchez Peña, L., & Gachuz Delgado, S. (2017). Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP): nuevas maneras de comprender el cambio climático y social. *Estudios demográficos y urbanos* 32(3), 669-693.
- Escoto Castillo, A., Sánchez Peña, L., & Gachuz Delgado, S. (2017). Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP): nuevas maneras de comprender el cambio climático y social. *Estudios demográficos y urbanos* 32, 669-693.
- ESRI. (2010). ArcMap 10.0. Environmental System Research Institute, Inc., New York.
- Fajardo, J., Corcoran, D., Roehrdanz, P. R., Hannah, L., & Marquet, P. A. (2020). GCM compareR: A web application to assess differences and assist in the selection of general circulation models for climate change research. *Methods in Ecology and Evolution* 11(5), 656-663.
- Feria, A, T.P., & Peterson, A.T. (2002). Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions* 8, 49-56.
- Flores, A., Romero-Sánchez, M. E., Pérez-Miranda, R., Pineda-Ojeda, T., & Moreno-Sánchez, F. (2021). Potencial de restauración de bosques de coníferas en zonas de movimiento de germoplasma en México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 12(63), 4-27.

- Forcey, J.M. (2002). Notes on the birds of central Oaxaca, part III: Hirundidae to Fringillidae. *Hutzi* 3: 43-55.
- Golicher, D.J., Cayuela, L., & Newton, A.C. (2012). Effects of climate change on the potential species richness of Mesoamerican forests. *Biotropica* 44: 284-293.
- Golicher, D., Cayuela, L., & Newton, A. (2012). Effects of climate change on the potential species richness of Mesoamerican forests. *Biotropica* 44, 284-293.
- Gómez-Mendoza, L., Galicia L, & Aguilar-Santelises, R. (2008). Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Investigaciones geográficas*, (67), 76-100. Recuperado en 10 de marzo de 2022.
- Gómez-Ruiz, E. P., & Lacher Jr, T. E. (2019). Climate change, range shifts, and the disruption of a pollinator-plant complex. *Scientific reports*, 9(1), 1-10.
- González, M., Jurado, E., González, S., Aguirre, O., Jiménez, J., & Navar, J. (2003). *Cambio Climático mundial, origen y consecuencias*. Ciencia Universidad Autónoma de Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Disponible en: http://eprints.uanl.mx/1287/1/cambio_climatico.pdf
- Graham, L. J., Weinstein, B. G., Supp, S. R., & Graham, C. H. (2017). Future geographic patterns of novel and disappearing assemblages across three dimensions of diversity: A case study with Ecuadorian hummingbirds. *Diversity and Distributions*, 23(8), 944-954.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34(4), 427-433.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., & Williams, P., (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environmental* 5, 131-138.
- Hansen, J., Sato, M., Russell, G., & Kharecha P. (2013). Climate sensitivity, sea level, and atmospheric carbon dioxide. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 371(2001), 20120294.
- Heinen, J. H., Rahbek, C., & Borregaard, M. K. (2020). Conservation of species interactions to achieve self-sustaining ecosystems. *Ecography*. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.04980>.
- Hernández, M., Terrazas, T., Alvarado, A. D., & Cavazos, M. L. (2007). Las estomas de *Myrtillocactus geometrizans* (Mart. Ex. Pfeiff.) console (Cactaceae): variación en su área de distribución. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 30(3), 235-240.
- Herrera-Feijoo, R. J., de Decker, M., Chicaiza-Ortiz, C., Penafiel Arcos, P., & Garzon Ortega, C. (2021). Posibles cambios en el rango de distribución de *Tapirus pinchaque* bajo escenarios de cambio climático. *Green World J*, 4, 1-19.
- Hidasi-Neto, J., Joner, D.C., Resende, F., de Macedo Monteiro, L., Faleiro, F. V., Loyola, R. D., & Cianciaruso, M.V. (2019). Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17, 57-63.

- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hofreiter, A. (2006). *Bomarea edulis* (Tussac) Herb. a nearly forgotten pre-Columbian cultivated plant and its closest relatives (Alstroemeriaceae). *Feddes Repertorium: Zeitschrift für botanische Taxonomie und Geobotanik*, 117(1-2), 85-95.
- Howell, S.N.G., & Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, New York.
- Hughes, D.K., Surra, C.A. (2000). The Reported Influence of Research Participation on Premarital Relationships. *Journal of Marriage and Family* 62, 822-832.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *ColdSpring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-42. IPCC. (2008). *Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies*. IPCC Expert Meeting Report on New Scenarios, Noordwijkerhout, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC. (2014). Climate Change. Synthesis Report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Core*. Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 151.
- Islas-Báez, A., Pérez-Miranda, R., González-Hernández, A., Romero-Sánchez, M. E., & Velasco-Bautista, E. (2015). Riesgo del hábitat de la Mariposa Monarca (*Danaus plexippus*) ante escenarios de cambio climático. *Ra Ximhai*, 11(5), 49-59.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2020). The IUCN Red List of Threatened Species. Version. 2020.1.
- IUCN & UNEP-WCMC. (2019). Protected Planet - The latest initiative harnessing the world database on protected areas. Disponible en: <http://www.protectedplanet.net>.
- Krebs, C. (1985). *Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia*. Segunda Edición. S.A. de C.V. México, Harla. 753 p.
- Kress, W.J., & Beach J.H. (1994). Flowering plant reproductive systems (Pp 161- 182). In: *La Selva: Ecology and natural history of a neotropical forest*. University Chicago Press, Chicago.
- Lara, C., Feria-Arroyo, T. P., Dale, J., Muñoz, J., Arizmendi, M. C., Ornelas, J. F., Diaz-Palacios, A. (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, 57-70.
- Lasso, E., & Naranjo, E. (2003). Effect of pollinators and nectars of nectar production and pollen deposition (*Hamelia pattens*) (Rubiaceae). *Biotropica* 35: 57-66.
- Licona-Vera, Y., & Ornelas, J. F. (2017). The conquering of North America: dated phylogenetic and biogeographic inference of migratory behavior in bee hummingbirds. *BMC evolutionary biology* 17(1), 126.

- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40: 778-789.
- Lizcaíno, D., Prieto-Torres, D., & Ortega-Andrade, M. (2015). Distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en Colombia: importancia de las áreas no protegidas para la conservación en escenarios de cambio climático (Pp. 115-129). In: *Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil*. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt (IAvH). Bogotá, Colombia.
- Lotz, C.N., & Martínez del Rio, C. (2004). The ability of rufous hummingbirds *Selasphorus rufus* to dilute and concentrate urine. *Journal of Avian Biology* 35(1), 54-62.
- Lovejoy, T.E. & Hannah, L. (2019) *Biodiversity and Climate Change: Transforming the Biosphere*. USA: Yale University Press.
- Lozier, J.D., Aniello, P., & Hickerson, M.J. (2009). Predicting the distribution of Sasquatch in western North America: anything goes with ecological niche modelling. *Journal of Biogeography* 36(9), 1623-1627.
- Maggini, R., Lehmann, A., Kéry, M., Schmid, H., Beniston, M., Jenni, L., & Zbinden, N. (2011). Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. *Ecological Modelling* 222(1), 21-32.
- Maglianesi, M. A. (2016). Efectos del cambio climático sobre la polinización y la producción agrícola en América Tropical. *Ingeniería. Revista de la Universidad de Costa Rica*, 26(1), 11-20.
- Maldonado, C., Molina, C. I., Zizka, A., Persson, C., Taylor, C. M., Albán, J., ... & Antonelli, A. (2015). Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography* 24(8), 973-984.
- Mandujano, M.C., López P.L., Aguilar M. G., Jiménez G. G., Galicia-Pérez A., Rojas-Aréchiga M. y Martínez-Peralta C. (2014). Sistema sexual de *Opuntia tomentosa* Salm-Dyck (Cactaceae, Opuntioideae) en un pedregal de origen volcánico. *Cactáceas Suculentas Mexicanas* 59 (4), 100-12.
- Martinez-Meyer, E. (2005). Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics* 2, 24-55.
- Mayani-Parás, F., Botello, F., Castañeda, S., & Sánchez-Cordero, V. (2019). Impact of habitat loss and mining on the distribution of endemic species of amphibians and reptiles in Mexico. *Diversity*, 11(11), 210.
- Mendez L.M.N. (2020) *Efectos del cambio climático global en los patrones de distribución de los psitácidos (Aves: Psittaciformes) asociados a los Bosques Secos Neotropicales*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura. México.

- Morales-Contreras, Jonathan, Martínez-Morales, Miguel Angel, & Márquez-Luna, Ubaldo. (2020). Recursos florales usados por el colibrí esmeralda de Cozumel (*Chlorostilbon forficatus*). *Huitzil*, 21(1), 589.
- Morrone, J.J. (2014) Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa* 3782: 1–110.
- Morton, E. M., & Rafferty, N. E. (2017). Plant–pollinator interactions under climate change: The use of spatial and temporal transplants. *Applications in plant sciences*, 5(6), 1600133.
- Mota Vargas, C., Encarnación Luévano, A., Ortega Andrade, H. M., Prieto Torres, D.A., Peña Peniche, A., & Rojas Soto, O. R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico (Pp. 39-63). En: *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex. Ciudad de México, México.
- Mota-Vargas, C., Rojas-Soto, O. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood- Partridge. *Journal for Nature Conservation* 20, 10-17.
- Mungi, N. A., Coops, N. C., Ramesh, K., & Rawat, G. S. (2018). How global climate change and regional disturbance can expand the invasion risk? Case study of *Lantana camara* invasion in the Himalaya. *Biological Invasions*, 20(7), 1849-1863.
- Navarro, L. (2000). Pollination ecology of *Anthyllis vulneraria subsp. vulgaris* (Fabaceae): nectar robbers and pollinators. *Journal Botanic* 87, 980-985.
- Ncube, B., Shekede, M. D., Gwitira, I., & Dube, T. (2020). Spatial modelling the effects of climate change on the distribution of *Lantana camara* in Southern Zimbabwe. *Applied Geography*, 117, 102172.
- Neate-Clegg, M. H., Jones, S. E., Burdekin, O., Jocque, M., & Şekercioglu, Ç. H. (2018). Elevational changes in the avian community of a Mesoamerican cloud forest park. *Biotropica*, 50(5), 805-815.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., ... & Loucks, C. J. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on EarthA new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.
- Ornelas, J.F. (1997). Rediscovery of the Rufous-crested Coquette (*Lophornis delattrei brachylopha*) in Guerrero, Mexico. *The Wilson Bulletin* 99, 719-721.
- Ortega-Andrade, H.M., Prieto-Torres, D.A., Gomez-Lora, I., & Lizcano, D.J. (2015). Ecological and geographical analysis of the distribution of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in Ecuador: importance of protected areas in future scenarios of global warming. *PloS One* 10(3): e0121137.
- Ortiz-Pulido, R., & Díaz, R. (2001). Distribución de colibríes en la zona baja del centro de Veracruz, México. *Ornitología Neotropical* 12, 297-317.

- Ortíz-Yusty, Carlos, Restrepo, Adriana, & Páez, Vivian P. (2014). Distribución potencial de *Podocnemis lewyana* (reptilia: podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 471-481.
- PBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on biodiversity and ecosystem services on pollinators, pollination and food production. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.
- Pearson, R. G., Raxworthy C. J., Nakamura, Miguel. A. & Peterson, T. A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34, 102-117.
- Pearson, R., Martínez-Meyer, E., Velázquez, M.A., Caron, M., Corona-Núñez, R.O., Davis, K., & Díaz, R.L. (2019). Research priorities for maintaining biodiversity's contributions to people in Latin America. *UCL Open Environment* 1, 002.
- Peters, M.K., Hemp, A., Appelhans, T., Becker, J.N., Behler, C., Classen, A., & Gebert, F. (2019). Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. *Nature* 568(7750), 88-92.
- Peterson, A.T., & Vieglais, D.A. (2001). Predicting Species invasions using ecological niche modeling. *BioScience* 51, 363-371.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R.H., & Stockwell, D.R. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626-629.
- Peterson, A.T., Papeş, M., & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling* 213, 63-72.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Person, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. & Araújo, M.B. (2011). *Ecological niches geographic distributions*. Princeton, New Jersey: *Monographs in Population Biology*, Princeton University Press.
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259.
- Prieto-Torres, D.A, Rojas-Soto, O.R., Santiago-Alarcon, D., Bonaccorso E., & Navarro- Sigüenza, A.G. (2019). Diversity, Endemism, Species Turnover and Relationships among Avifauna of Neotropical Seasonally Dry Forests. *Ardeola* 66 (2), 257-277.
- Prieto-Torres, D.A., Lira-Noriega, A., & Navarro-Sigüenza, A.G. (2020). Climate change promotes species loss and uneven modification of richness patterns in the avifauna associated to Neotropical seasonally dry forests. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18, 19-30.
- Prieto-Torres, D.A., Navarro-Sigüenza, A.G., Santiago-Alarcon, D., & Rojas-Soto, O.R. (2016). Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role of Mexican Protected Areas for their conservation. *Global Change Biology* 22(1), 364-379.

- Prieto-Torres, D.A., Nori, J., & Rojas-Soto, O.R. (2018). Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation* 228, 205-214.
- Ramírez-Mejía, D., Cuevas, G., & Mendoza, E. (2011). Escenarios de cambio de cobertura y uso de suelo en el Corredor Biológico Mesoamericano-México. *J.-F. Mas, G. Cuevas, & R. García (Comps), XIX reunión SELPER-México. México: UNAM.*
- R-Core-Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/>
- Rodríguez-Flores, C. I., Ornelas, J. F., Wethington, S., & Arizmendi, M. D. C. (2019). Are hummingbirds generalists or specialists? Using network analysis to explore the mechanisms influencing their interaction with nectar resources. *PloS one* 14(2), e0211855.
- Rodríguez-Flores, C.I. (2009). Dinámica de las estrategias de forrajeo en colibríes (Aves: Trochilidae) en la Reserva de la Biosfera de la Sierra de Manantlán. Jalisco, México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Rojas-Nossa, S. V. (2007). Estrategias de extracción de néctar por picaflores (Aves: *Diglossa* y *Diglossopsis*) y sus efectos sobre la polinización de las plantas de los altos Andes. *Ornitología Colombiana* 5, 21-39.
- Root, T, Price, J.T., Hall, K., Schneider, S., Rosenzweig, C., & Pounds, J. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57-60.
- Rotman, A. D. (2006). Lantana lundiana y L. velutina (Verbenaceae) nuevos registros para Argentina y Paraguay. *Darwiniana, nueva serie*, 44(2), 514-518.
- SEMARNAT. (2010). (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación, segunda sección, 30 de diciembre de 2010, 1-77.
- Sierra-Morales, P., Almazán-Núñez, R. C., Beltrán-Sánchez, E., Ríos-Muñoz, C., & Arizmendi, M. (2016). Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochilidae (Aves) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 363-376.
- Soberon, J. & Peterson, A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2, 1-10.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970), 145.
- Torres-Chávez, M.G. & Navarro, A. (2000). Los colibríes de México, brillo de la biodiversidad. *Biodiversitas* 28, 2-6.

- Triviño, M., Kujala, H., Araújo, M., & Cabeza, M. (2018). Planning for the future: identifying conservation priority areas for Iberian birds under climate change. *Landscape Ecology* 33, 659-673.
- Uribe-Botero, E. (2015). El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Chile, 86.
- USGS (2001) HYDRO1k Elevation Derivate Database [Dataset]. Sioux Falls, SD: US Geological Survey Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. Disponible en: <https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>.
- Valenzuela-Galván, D., Mariano, N. A., Osorio-Berinstai, M., Urbina, F. (2006). First record of the sparkling-tailed hummingbird (*Tilmatura dupontii*, Trochilidae) for Sierra de Huautla Biosphere reserve, Morelos, México. *Huitzil* 7(1), 15-17.
- Valiente-Banuet, A. (2002). Vulnerability of pollination systems of columnar cacti of Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* 75(1), 99-104.
- Vásquez-Aguilar, A. A., González, C. M. S., & Ornelas, J. F. (2021). Cambio climático y distribución de aves: el caso del colibrí yucateco. *Ecofronteras*, 25-27.
- Vibrans H. (2009). Malezas de México, Ficha *Hamelia patens* Jacq. 15/12/2021 <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/rubiaceae/hamelia-patens/fichas/ficha.htm>
- Vibrans H. (2009). Malezas de México, Ficha *Lantana camara* L. 16/12/2021 <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/verbenaceae/lantana-camara/fichas/ficha.htm>
- Vibrans H. (2010). Malezas de México, Ficha *Duranta erecta* L. 16/12/2021 14/12/2021 <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/verbenaceae/duranta-erecta/fichas/ficha.htm>