



Universidad
de La Laguna



SECCIÓN DE
BIOLOGÍA

FACULTAD
DE CIENCIAS

Marzo, 2019

Santiago B. Varela Largo

Universidad de La Laguna

Modelos de Distribución Potencial y Escenarios de Cambio Climático para cinco Especies de Aves Amenazadas en Ecuador

Máster en Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas



MEMORIA DEL TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

Máster en Biodiversidad Terrestre y
Conservación en Islas

Universidad de La Laguna

Santiago B. Varela Largo / *Autor*

Juan Carlos Rando¹ y Aarón González Castro² / *Tutores*

¹*Profesor contratado laboral interino - Universidad de La Laguna*

²*Investigador contratado laboral del IPNA-CSIC*



Marzo, 2019

Contenido

	Pág.
I. RESUMEN	3
II. INTRODUCCIÓN	4
a) Diversidad y biogeografía del Ecuador.....	6
b) Conservación de aves en Ecuador	9
c) Técnicas de modelado: Maxent y el principio de máxima entropía.....	10
d) Fragmentación de hábitat y cambio climático	11
<i>Teoría de biogeografía de islas aplicada al modelado</i>	12
III. OBJETIVOS	13
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	13
a) Las especies.....	13
b) Área de estudio.....	16
c) Modelado.....	17
1. <i>Datos de presencia de las especies</i>	17
2. <i>Variables o predictores ambientales</i>	18
d) Análisis de la fragmentación y efecto de borde	22
V. RESULTADOS	23
Mapas de distribución potencial.....	23
1. <i>Andigena laminirostris</i>	23
2. <i>Campephilus gayaquilensis</i>	26
3. <i>Cephalopterus penduliger</i>	27
4. <i>Pyrrhura albipectus</i>	28
5. <i>Ramphastos ambiguus</i>	30
Evaluación de la fragmentación y efecto de borde	31
VI. DISCUSIÓN	32
VII. CONCLUSIONES E IDEAS FUTURAS	42
VIII. AGRADECIMIENTOS	44
IX. REFERENCIAS	45
Anexos	50

I. RESUMEN

Los modelos de distribución de especies –basados en variables ambientales- son una herramienta analítica para la biogeografía y el estudio del impacto potencial del cambio climático en la biodiversidad. En este trabajo se muestran los conceptos y aplicaciones fundamentales relacionados con los modelos de distribución de especies, así como el principio de máxima entropía y su aplicación en el programa Maxent. Utilizando los datos climáticos disponibles en el portal WorldClim, se ejecutan ejercicios de modelado con Maxent para cinco especies de aves amenazadas en Ecuador: *Andigena laminirostris* y *Ramphastos ambiguus* (Ramphastidae), *Campephilus gayaquilensis* (Picidae), *Cephalopterus penduliger* (Cotingidae) y *Pyrrhura albipectus* (Psittacidae). Estas proyecciones se realizan para condiciones climáticas actuales y para dos escenarios de cambio climático (RCP 6.0), concretamente para los años 2050 y 2070, con el objetivo de determinar su impacto potencial en la distribución futura de las especies estudiadas. Además se infieren las estrategias que adoptarían estas especies frente al cambio climático. Finalmente, y en base a la biogeografía de islas, se compara el grado de fragmentación y la susceptibilidad al efecto de borde de sus distribuciones potenciales.

Palabras claves: Análisis espacial, aves amenazadas, cambio climático, distribución de especies, efecto de borde, Ecuador, fragmentación, Maxent, modelado.

ABSTRACT

Species distribution modeling is presented as an analytical tool for biogeography and the study of climate change impact on biodiversity. The maximum entropy principle is described, as well as its implementation in the Maxent software. In addition, demonstrative exercises of species modeling are presented by using five threatened bird species of Ecuador with Maxent: *Andigena laminirostris* and *Ramphastos ambiguus* (Ramphastidae), *Campephilus gayaquilensis* (Picidae), *Cephalopterus penduliger* (Cotingidae) and *Pyrrhura albipectus* (Psittacidae). Each potential species' distribution was modeled by using both current climate data and future predictions under a climatic change scenario, based on RCP 6.0 setups for 2050 and 2070 in order to examine the potential impact of global warming on the species' distribution. The strategies that these species would adopt in the face of climate change are also inferred and finally, based on insular biogeography theory, we compare the fragmentation degree and the edge effect susceptibility of their potential distributions.

Keywords: Climate change, Ecuador, edge effect, fragmentation, Maxent, modeling, spatial analysis, species distribution, threatened birds.

II. INTRODUCCIÓN

El estudio de la distribución de las especies sobre la Tierra y las causas que la definen son el objeto de la Biogeografía. Basándose en la información recopilada a lo largo de siglos, tanto en trabajos de campo como en colecciones de historia natural, esta disciplina busca interpretar y explicar cómo y por qué los seres vivos se distribuyen en el espacio y el tiempo. Según criterios de Ehrlén y Morris (2015), la distribución de los organismos son la unidad fundamental del estudio biogeográfico. Como tal, la biogeografía constituye una herramienta indispensable para el manejo y conservación de la biodiversidad.

En las últimas décadas se ha observado, como resultado de una creciente actividad humana, una degradación acelerada de los ecosistemas naturales y la extinción de muchas especies (Pimm *et al.*, 2014). La deforestación, las actividades extractivas descontroladas, las especies invasoras y la contaminación, entre otros, han incrementado la presión sobre la biodiversidad. A todo esto se añade en años recientes el impacto del cambio climático global.

En lo que respecta al cambio climático, cabe destacar que el incremento en la temperatura global ha originado alteraciones en la biodiversidad (Cheng *et al.*, 2011). Estos impactos actúan a diversos niveles de organización biológica –de poblaciones a biomas-, y pueden ser de índole espacial o temporal, incluyendo cambios en la distribución de las especies, llegando de ese modo a causar profundos efectos ecosistémicos y, por ende, en los servicios que estos ofrecen a los humanos. Ante este escenario, surge la necesidad de desarrollar técnicas analíticas que nos permitan evaluar la distribución real, potencial y futura de la biodiversidad.

Para atender esta necesidad, ha sido clave la generalización de los Sistemas de Información Geográfica y el desarrollo de técnicas estadísticas específicas, lo que ha permitido el desarrollo reciente de herramientas para el análisis de los patrones espaciales basados en datos de presencia y ausencia de especies. Los modelos de distribución de especies (en adelante, MDE) (Swenson 2008, Peterson y Lieberman, 2012) están en pleno desarrollo y expansión; contando, cada vez más, con nuevos métodos y estrategias para su tratamiento e interpretación (Ferrier y Guisan 2006, Mateo 2008).

Los MDE son representaciones cartográficas que muestran la idoneidad del espacio geográfico para la presencia de una especie en función a las variables ambientales utilizadas para generar dicha representación (**Figura 1**). Se basa en la asociación entre las observaciones georreferenciadas de la presencia o abundancia de especies con ciertos predictores (variables) ambientales (clima, suelo,

topografía, entre otros), usando para ello diversos métodos estadísticos (Franklin *et al.*, 2013).

Este trabajo pretende, mediante la aplicación de los MDE, realizar ejercicios ilustrativos de cómo esta herramienta puede ser utilizada para evaluar el impacto potencial del cambio climático sobre la biodiversidad, tomando como modelo cinco especies de aves amenazadas en el Ecuador.

Existen diversas técnicas de modelado pero, en esencia, todas establecen una relación matemática entre la distribución conocida de un organismo y los predictores ambientales utilizados. Los predictores pueden ser, entre otros, climáticos, geológicos o topográficos; y se espera que con algunos de estos, ya sea individualmente o combinados, se puedan definir los factores que determinan las condiciones ambientales favorables para la presencia de una especie (Mateo *et al.*, 2011).

El progreso de los MDE está estrechamente relacionado con el desarrollo y posterior sinergia de dos aspectos de la investigación biogeográfica: los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la catalogación de la biodiversidad (Anderson, 2012). Efectivamente, en las últimas dos décadas muchos herbarios y museos de historia natural del Mundo han puesto a disposición de la comunidad científica internacional información de sus colecciones biológicas, en forma de localidades georreferenciadas, facilitando de este modo el acceso a uno de los dos componentes básicos para el modelado de la distribución de especies (Anderson, 2012). Una de las principales plataformas disponibles en la actualidad es el *Global Biodiversity Information Facility*, o GBIF (www.gbif.org), que pone a disposición de sus usuarios más de 500 millones de datos de presencia correspondientes a más de un millón y medio de especies.

Aprovechando este cúmulo de información disponible sobre la distribución de especies, junto con el desarrollo y acceso a modelos climáticos globales y regionales (ej. WorldClim; Hijmans *et al.*, 2005), así como la generalización de los sistemas de información geográfica (SIG), el modelado espacial se ha convertido en una herramienta poderosa para los biogeógrafos e investigadores en biología de la conservación, lo que ha permitido examinar con mayor precisión la distribución de las especies sobre la Tierra. Sus aplicaciones son muy numerosas y abarcan desde el análisis de endemismos regionales (Young *et al.*, 2009) hasta el análisis de distribución de especies en el pasado (Varela *et al.*, 2011), pasando por el análisis de riesgo para especies invasoras (Robinson *et al.*, 2010) o el descubrimiento de especies raras (Särkinen *et al.*, 2013) entre muchos otros.

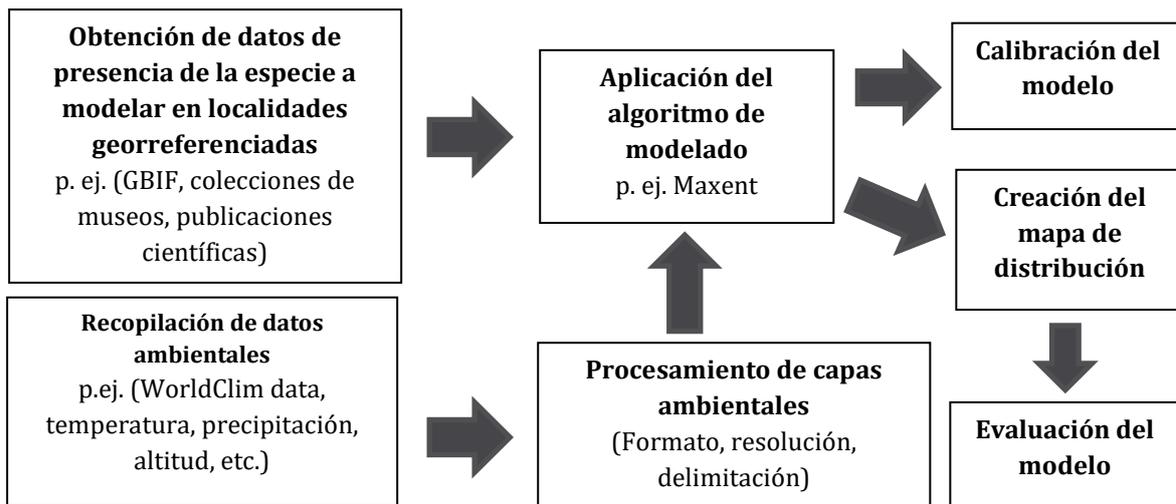


Figura 1. Esquema de flujo simplificado de los pasos requeridos para el modelado de especies.

Una de las aplicaciones directamente relacionadas con estos estudios es el análisis de cambios de rango de distribución de las especies en respuesta al cambio climático (Tovar *et al.*, 2013). Basados en el uso comparativo de modelos climáticos del pasado, presente y futuro (disponibles por ejemplo a través de WorldClim) y bajo ciertas restricciones conceptuales (Anderson, 2013), estos modelos permiten estimar la distribución potencial en diferentes escenarios. Siguiendo esta estrategia, se ha modelado la distribución futura de especies en varios ámbitos geográficos, tales como lémures en Madagascar (Brown y Yoder, 2015), mamíferos en México (Aguado y Escalante, 2015), anfibios en Nueva Zelanda (Fouquet *et al.*, 2010), o la distribución de biomas andinos (Tovar *et al.*, 2013), entre otros.

a) Diversidad y biogeografía del Ecuador

Situado al noroeste de América del Sur y desde un punto de vista geográfico, Ecuador es un país pequeño ya que cuenta con 256370 km². No obstante está caracterizado por su singular topografía, su diversidad de zonas climáticas, y una prolífica muestra de especies vegetales y animales.

En Ecuador, las condiciones ambientales varían mucho en el espacio y esto ha generado una gran variedad de ecosistemas con características muy diferentes (**Figura 2**). Estas diferencias son obvias para cualquiera que haya cruzado los Andes viajando desde la Amazonía baja hasta el litoral. La variedad de ecosistemas es uno de los factores que ha posibilitado que Ecuador sea un país “megadiverso” y un destacado centro de concentración de especies a nivel mundial.

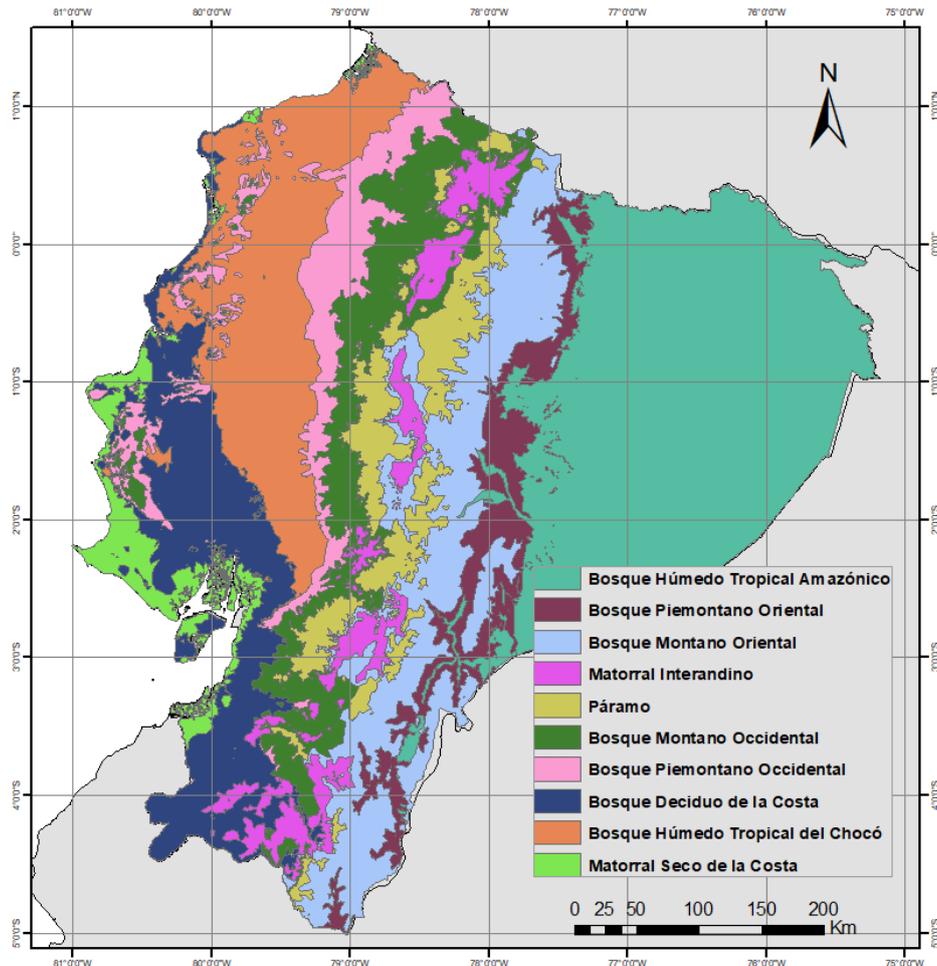


Figura 2. Mapa de los diez principales Ecosistemas del Ecuador Continental.
Elaborado por: Santiago B. Varela L. (ArcGis 10.3)

En lo que respecta a la avifauna de Ecuador, es necesario mencionar que su elevada diversidad está asociada a una compleja historia geológica y a la ya mencionada heterogeneidad de ecosistemas (**Figura 3**). Ecuador está entre los cinco países con mayor diversidad de aves en el mundo, detrás de países con mayor extensión. En la actualidad, la lista de especies registradas en Ecuador asciende a 1690 (1646 en el continente y 177 en Galápagos). Pese a que se considera que la avifauna del Ecuador está bien documentada –es uno de los pocos países neotropicales que cuenta actualmente con tres guías de campo publicadas–, la lista de aves crece cada año. Si bien el descubrimiento de especies nuevas de aves es un hecho muy raro, el inventario nacional se incrementa por el hallazgo de nuevos registros geográficos (Freile y Poveda, 2018).

Al igual que para la biodiversidad global, los factores más destacados para explicar la diversidad de aves del Ecuador son:

- La presencia de la cordillera de los Andes, que divide al país en dos regiones tropicales enteramente separadas entre sí, posibilita la existencia de una gran diversidad de ecosistemas a lo largo de los gradientes de altitud y latitud.
- La convergencia de dos corrientes marinas frente a las costas del Ecuador, una fría proveniente de sur (corriente de Humboldt) y una cálida proveniente del norte, que generan un gradiente climático y de ecosistemas. La corriente cálida tropical es más húmeda y provoca mayor precipitación en el norte del país, mientras que la corriente fría de Humboldt trae condiciones más áridas porque el aire es más frío y seco.
- La presencia de la llanura amazónica en la cuenca alta del río Napo, considerada como una región de alta endemividad dentro de la Amazonía, con alta gran diversidad de hábitats a escala local y de micro-hábitats en los distintos estratos del bosque.
- El aislamiento e historia geológica de las islas Galápagos, de reciente origen volcánico oceánico, que derivan en un porcentaje muy alto de endemismos.



Matorral seco de la costa



Bosque decíduo de la costa



Bosque húmedo tropical del Chocó



Bosque piemontano occidental

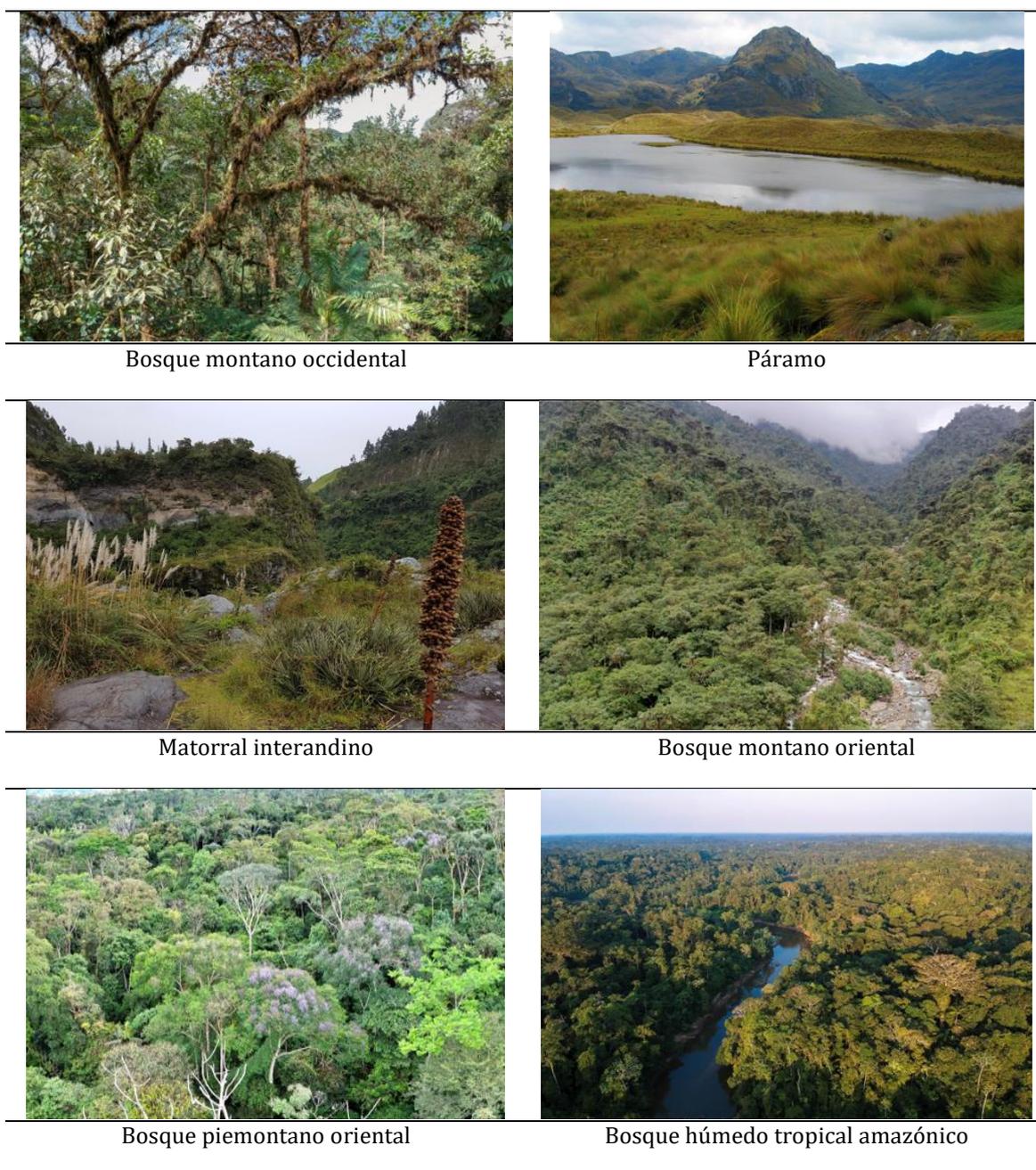


Figura 3. Regiones naturales del Ecuador

Fotografías por: Pontificia Universidad Católica del Ecuador (BIOWEB, 2019).

b) Conservación de aves en Ecuador

Un porcentaje importante –y creciente– de las aves del Ecuador está amenazado debido a actividades antropogénicas. La mayor amenaza para las aves en el país es la pérdida de hábitats como consecuencia de la deforestación o alteración de hábitats no forestales. La expansión de las fronteras agropecuarias, de infraestructuras y urbanas, la contaminación y desecación de humedales, así como la extracción indiscriminada de madera son las principales causas de pérdida y fragmentación de hábitats para las aves. Sin embargo, existen otros factores de amenaza. Por ejemplo, la caza y el tráfico ilícito de vida silvestre siguen siendo

amenazas importantes para ciertos grupos de aves, como los Galliformes y Psittaciformes. Por último, el cambio climático puede tener repercusiones sobre aves específicas de ciertos hábitats (Freile y Poveda, 2018). Las especies responden de modo diferente a las alteraciones de sus hábitats, y por lo tanto, unas son más flexibles y se adaptan a los nuevos ambientes que resultan de la deforestación, contaminación de humedales y otras formas de modificación de los hábitats naturales; mientras que otras, tienen limitada capacidad de subsistir en ambientes alterados, por lo que sus poblaciones disminuyen conforme se expande la degradación de hábitats.

Según el libro rojo de aves de Ecuador, 245 especies están clasificadas como amenazadas (Granizo *et al.*, 2002). Por otra parte, según los criterios de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), en el país existen 107 especies catalogadas como amenazadas a escala global, cifra que corresponde a entre un 10-20% del total de aves del país. (**Figura 4**).

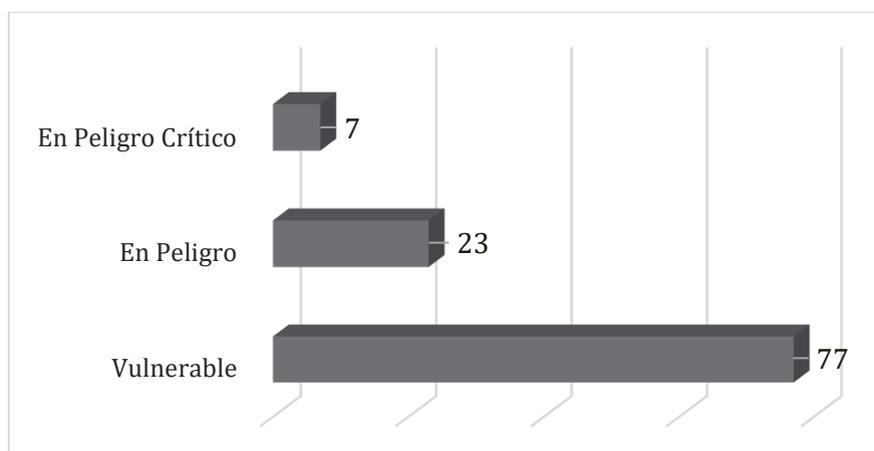


Figura 4. Número de especies de aves amenazadas en Ecuador según BirdLife International (2019).

c) Técnicas de modelado: Maxent y el principio de máxima entropía

Según los criterios de Pliscoff y Fuentes-Castillo (2011), se pueden reconocer cuatro tipos de técnicas de modelado de distribución de especies: modelos estadísticos de regresión, métodos de clasificación, métodos de capas climáticas y, finalmente, aquellos métodos basados en algoritmos específicos como GARP y Maxent (Franklin, 2009). En el presente trabajo se muestra la aplicación del modelado de distribución de especies con Maxent por ser éste el más ampliamente usado en la literatura.

Conviene aclarar que el término Maxent se emplea en dos contextos diferentes pero relacionados: a) para referirse al método estadístico basado en el principio de máxima entropía y b) para denotar el programa de cómputo Maxent diseñado por

Phillips *et al.*, (2006), el cual aplica el principio previamente citado en el modelado de distribución de especies.

El principio de máxima entropía (PME) tiene sus raíces en el trabajo de Claude Shannon sobre la teoría matemática de la comunicación (Shannon, 1948). La idea básica de Maxent es la de estimar una distribución de probabilidad dada usando aquella distribución más uniforme (es decir, una en que la entropía sea máxima) teniendo en cuenta las restricciones dadas por la información disponible del fenómeno estudiado.

En el contexto que interesa a este estudio, el de la biogeografía predictiva, se usa Maxent para estimar la distribución de puntos de presencia más uniforme posible en el área de estudio tomando en consideración las restricciones impuestas por las variables ambientales (clima, suelos, entre otros). Tal como lo indica Pearson (2007): «la distribución (geográfica) estimada debe concordar con todo lo que se sabe (o sea inferido a partir de las condiciones ambientales donde la especie ha sido observada) pero debería evitar hacer supuestos que no son apoyados por los datos».

El software Maxent es un programa de libre disponibilidad, para el modelado de distribuciones y nichos (biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/Maxent) desarrollado por Phillips *et al.*, (2006), que implementa el principio de máxima entropía para encontrar la distribución con la mayor uniformidad posible, dadas las limitaciones impuestas por la información disponible sobre la distribución observada (puntos de colecta o detección) de las especies y las condiciones ambientales en el área de estudio (Martínez, 2010). Aunque existen diferentes métodos y algoritmos de modelado basadas en múltiples técnicas estadísticas (Mateo *et al.*, 2011), varios estudios han demostrado la idoneidad de Maxent en el modelado espacial de especies, sobre todo cuando se dispone de un limitado número de puntos de presencia (Phillips *et al.*, 2006). Este programa ha sido utilizado en una amplia gama de casos tales como la predicción de la distribución de especies invasoras, predicción de diversidad y riqueza de especies o determinar paleodistribuciones, entre muchos otros (Elith *et al.*, 2011).

d) Fragmentación de hábitat y cambio climático

La reducción y fragmentación de los hábitats naturales o semi-naturales de nuestro planeta, con su consecuente pérdida de especies, está considerada como una de las amenazas más frecuentes y generalizadas para la conservación de la biodiversidad (Fahrig, 2003). Los procesos responsables de esta pérdida son múltiples y difíciles de separar (pérdida regional de hábitat, insularización causada por la reducción y el aislamiento progresivo de los fragmentos de hábitat, efectos de borde, etc.). No obstante, modelos recientes han indicado que la pérdida y fragmentación del hábitat pueden incrementar la susceptibilidad de las especies

debido al aumento de la temperatura y a la frecuencia de eventos climáticos extremos (Santos *et al.*, 2006).

En general, podemos decir que la fragmentación de hábitats es el resultado de tres procesos de alteración paisajística: la pérdida progresiva de superficie de hábitat original, la subdivisión creciente del hábitat remanente, y el incremento de la relación perímetro/superficie en dicho hábitat. Estos procesos suelen estar íntimamente relacionados entre sí, sobre todo cuando la fragmentación de hábitat no es aleatoria, como ocurre en las situaciones de degradación antrópica (Fahrig, 2003).

Mediante las herramientas de geometría del software GIS, los modelos generados en este estudio buscan analizar a la fragmentación de las distribuciones potenciales de cada especie, misma que es un proceso de cambio, que implica la aparición de discontinuidades en los hábitats.

Teoría de biogeografía de islas aplicada al modelado

Una clasificación simple de los tipos de islas distingue: 1) islas reales siendo la tierra separada por aguas abiertas y 2) islas de hábitat, para las cuales el contraste entre la "isla" y la matriz circundante es menos rígido pero suficiente para representar una barrera o un filtro para los movimientos de la población (Whittaker y Fernández-Palacios, 2007). Con este criterio la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967) puede ser un marco de trabajo para explicar los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat sobre la biodiversidad en esta investigación ya que, las superficies que aparecen como resultado del modelado de las distribuciones, se contarían como fragmentos (islas de hábitat) por lo que, algunos conceptos de esta teoría son usados para abordar la fragmentación este estudio.

El punto de partida para este planteamiento son dos premisas insulares básicas: 1) existencia de un continente o fuente de colonizadores (p. ej., un gran retazo de hábitat continuo situado en la misma región que los fragmentos de hábitat), y 2) la consideración de la matriz como un hábitat uniformemente hostil que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos. En este escenario, el continente, de magnitud suficiente como para albergar poblaciones viables de todas las especies de la región, suministraría los individuos necesarios para mantener, a través de procesos de recolonización y reforzamiento demográfico, las poblaciones aisladas en los fragmentos de hábitat (Santos *et al.*, 2006).

Finalmente, y considerando este marco teórico, este estudio aborda las tendencias de cambio de variables como reducción del tamaño de hábitat, disminución del tamaño y aumento del número de fragmentos, distancias entre fragmentos y la

relación área/perímetro; de modo que, cuando más pequeño sea el valor de este cociente, mayor será la exposición al efecto borde.

III. OBJETIVOS

- El objetivo general es elaborar mapas con modelos de distribución potencial actual y futura en función de variables climáticas, así como y establecer comparativas “presente vs. futuro” para cinco especies de aves amenazadas de Ecuador.

Los objetivos específicos son (para cada una de las especies):

- Comparación de superficie de distribución actual y futura.
- Evaluar el solapamiento de las distribuciones predichas con el sistema nacional de áreas protegidas del Ecuador (SNAP).
- Investigar las estrategias que adoptarían las especies para enfrentar el cambio climático.
- Comparación del grado de aislamiento entre polígonos de distribución de las especies.
- Observar la relación área/perímetro para estimar la susceptibilidad a efectos de borde.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

a) Las especies

- *Andigena laminirostris* Gould, 1851 (familia Ramphastidae) – “Tucán andino piquilaminado” (**Figura 5**)

Este tucán se distribuye a lo largo de la vertiente andina occidental desde Nariño, al suroeste de Colombia, hasta el río Chanchan en el oeste de Ecuador (Fjeldså y Krabbe, 1990). Se muestra localmente común en el dosel y bordes de bosque subtropical y templado en el noroeste del país, principalmente en un rango altitudinal de 1200 – 3200 msnm. Aparece en bosques montanos húmedos caracterizados por abundantes bromelias y musgos.

Se observa principalmente en parejas, con menos frecuencia en grupos pequeños, y ocasionalmente frecuentando congregaciones de otras aves, particularmente en árboles frutales (Ridgely y Greenfield, 2006).

A pesar de que se sospecha una disminución de la población moderadamente rápida debido a la pérdida de hábitat, ha sido clasificada como especie casi

amenazada (NT) según BirdLife International (2019) y vulnerable (VU) según la lista roja nacional (Granizo *et al.*, 2002).

- *Campephilus gayaquilensis* Lesson, 1845 (familia Picidae) – “Carpintero de Guayaquil” (**Figura 5**)

La distribución de este carpintero se restringe a la vertiente oeste de los Andes y las tierras bajas adyacentes, desde el suroeste de Colombia (Cauca), a través del oeste de Ecuador y hasta el noroeste de Perú (sur hasta Cajamarca) (Winkler *et al.*, 1995). Localmente suele ser relativamente común, pero puede ser raro en gran parte de su rango de distribución. Habita en bosques secos caducifolios y húmedos, así como en bosques secundarios altos y en manglares (Hilty y Brown 1986), generalmente desde el nivel del mar hasta 800 m, aunque ocasionalmente en el sur sus registros alcanzan los 1800 msnm (Jiggins *et al.*, 1999).

Esta especie se cataloga como casi amenazada (NT) a pesar de que se sospecha un declive moderadamente rápido de sus poblaciones debido a la pérdida de hábitat según (BirdLife International, 2019) y vulnerable (VU) de acuerdo a la lista roja nacional (Granizo *et al.*, 2002).

- *Cephalopterus penduliger* Sclater, 1859 (familia Cotingidae) – “Pájaro paraguas” (**Figura 5**)

Esta especie aparece en la vertiente del Pacífico y en las tierras bajas adyacentes del suroeste de Colombia (desde Chocó a Nariño) y al oeste de Ecuador (entre Esmeraldas y El Oro), así como en la cordillera costera de Ecuador (entre Esmeraldas y el norte de Manabí). En las últimas décadas, su distribución en las tierras bajas de Ecuador se ha reducido considerablemente, pero algunos leks (lugares de exhibición de machos para el cortejo y apareamiento) aún existían a principios de la década del 2000 a bajas altitudes (80 msnm; Karubian *et al.*, 2003).

Se encuentra en bosques húmedos y lluviosos desde 80 hasta 800 m de altitud (Jahn y Mena, 2002). Se alimenta de nueces de palma, insectos, anfibios y reptiles como los lagartos *Anolis* spp. (Greeney *et al.*, 2006). Aunque parece ser algo tolerante a los hábitats degradados y la actividad humana a la hora de seleccionar lugares para nidificar, prefiere bosques maduros tanto para alimentarse como para realizar el cortejo (Jahn y Mena, 2002, Karubian *et al.*, 2003).

La combinación de una gran pérdida de bosques desde 1960 y la presión causada por la caza parecen ser las causas de que esta especie esté disminuyendo rápidamente. Su población actual se presume reducida y se encuentra fragmentada en subpoblaciones muy pequeñas. La especie se encuentra clasificada como vulnerable (VU) por BirdLife International (2019) y en peligro (EN) según la lista roja nacional (Granizo *et al.*, 2002).

- *Pyrrhura albipectus* Chapman, 1914 (familia Psittacidae) – “Perico pechiblanco” (Figura 5)

La distribución mundial de este perico se limita a tres áreas en el sureste de Ecuador y el norte de Perú. En Ecuador, habita en el Parque Nacional Podocarpus, la Cordillera de Cutucú y la Cordillera del Cóndor. También se ha observado recientemente en zonas adyacentes a la Cordillera del Cóndor, concretamente en la porción territorial de Perú (Navarrete, 2003). Este loro habita en el bosque tropical superior, a 900-2000 msnm.

Por lo general, se presenta en bandadas de 4 a 20 individuos, que se alimentan en árboles frutales dentro de bosques primarios o en claros. También se distribuye en hábitats alterados y severamente degradados alrededor del Parque Nacional Podocarpus (Snyder *et al.*, 2000). Su dieta incluye frutas, semillas y flores, principalmente en el dosel (Juniper y Parr, 1998).

Esta especie está catalogada como vulnerable (VU) ya que, su distribución es limitada y sus efectivos están disminuyendo, según datos de BirdLife International (2019) y también según la lista roja nacional (Granizo *et al.*, 2002).

- *Ramphastos ambiguus* Swainson, 1823 (familia Ramphastidae) – “Tucán de garganta amarilla” (Figura 5)

R. ambiguus presenta tres subespecies en América Central y América del Sur. La subespecie *R. a. abbrevianus* no se encuentra en Ecuador. La subespecie *R. a. swainsonii* se distribuye a través de Centroamérica desde el sureste de Honduras y Nicaragua. Su rango de distribución se extiende a través de Panamá y el oeste de Colombia y continúa al oeste de los Andes hasta El Oro, suroeste de Ecuador (del Hoyo *et al.*, 2002). La subespecie *R. a. ambiguus* se presenta al este de los Andes desde el suroeste de Colombia hasta el este Ecuador, donde es rara (del Hoyo *et al.*, 2002, Restall *et al.*, 2006). Esta especie se encuentra en una variedad de hábitats, que incluyen bosques de tierras bajas, hábitats secundarios, claros, pantanos y plantaciones. Suele aparecer por encima de los 1000 msnm, ascendiendo hasta los 1700 msnm en Ecuador.

Se alimenta principalmente de frutas, siendo un gran dispersor para algunas especies de árboles frutales. Además de consumir frutos de palmas, flores y artrópodos, su dieta también incluye pequeños vertebrados.

Si bien esta especie tolera la degradación del hábitat, la tasa de deforestación proyectada en la cuenca del Amazonas es lo suficientemente extensa como para constituir su amenaza principal. También se caza en algunas áreas, por ello se encuentra en la categoría de “casi amenazada” (NT) según BirdLife International (2019) y vulnerable (VU) según la lista roja nacional (Granizo *et al.*, 2002).

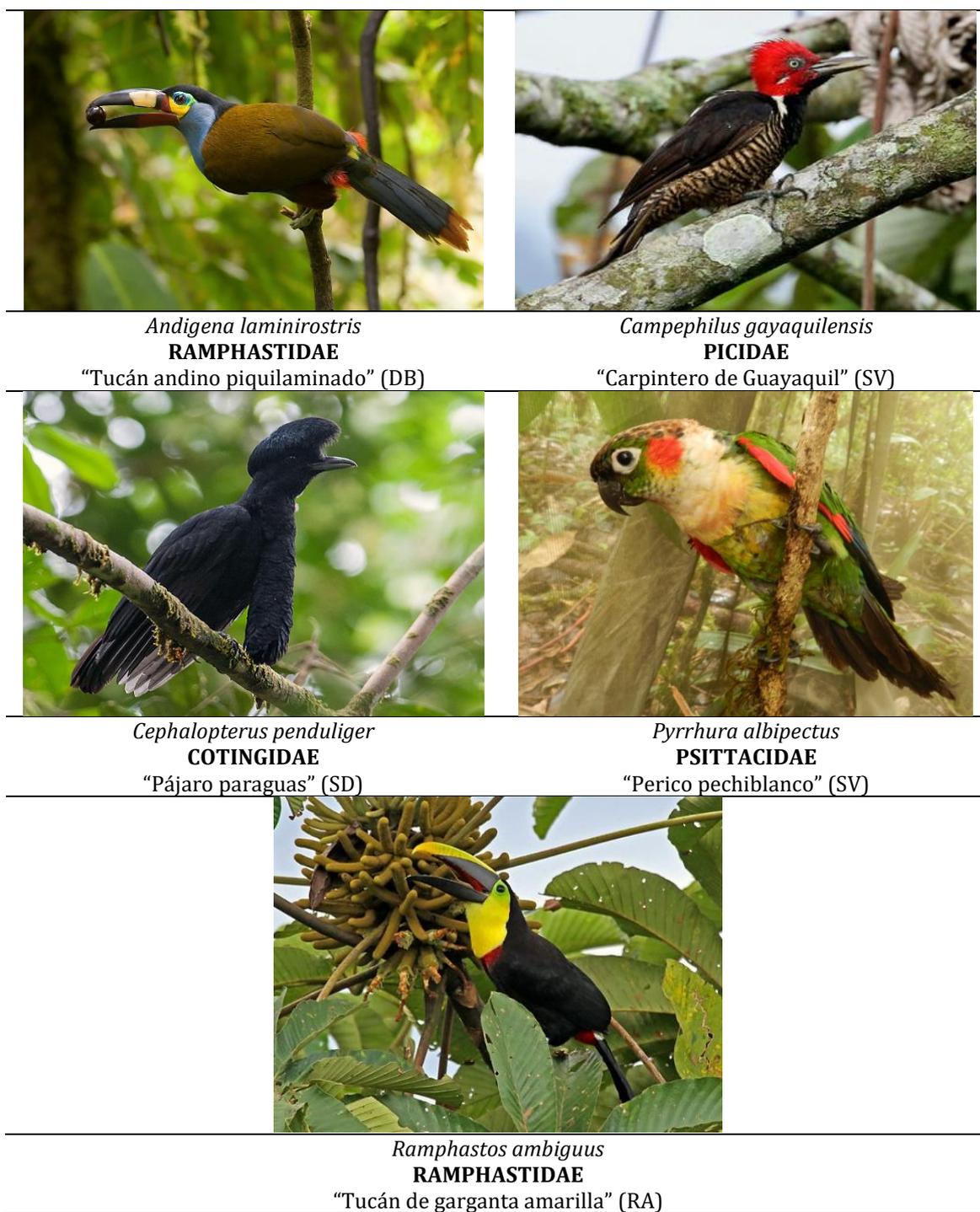


Figura 5. Especies de aves seleccionadas para el modelado con Maxent.

Fotografías por: Dušan M. Brinkhuizen (DB), Roger Ahlman (RA), Stephen Davies (SD), Santiago Varela (SV).

b) Área de estudio

Los modelos de distribución potencial han sido proyectados con el software de sistemas de información geográfica ArcGis 10.3 en todo el territorio continental del Ecuador (**Figura 6**). Por lo tanto, toda la superficie del país se corresponde con el

área de estudio. Todos los puntos de presencia de las cinco especies a modelar fueron escogidos tomando en consideración su georreferencia dentro del territorio ecuatoriano; además, las 19 variables bioclimáticas para los ejercicios con Maxent también fueron cortadas dentro de máscaras (áreas de movilidad) dentro del territorio continental del Ecuador. Dicho proceso se describe más adelante en el apartado “variables o predictores ambientales”.

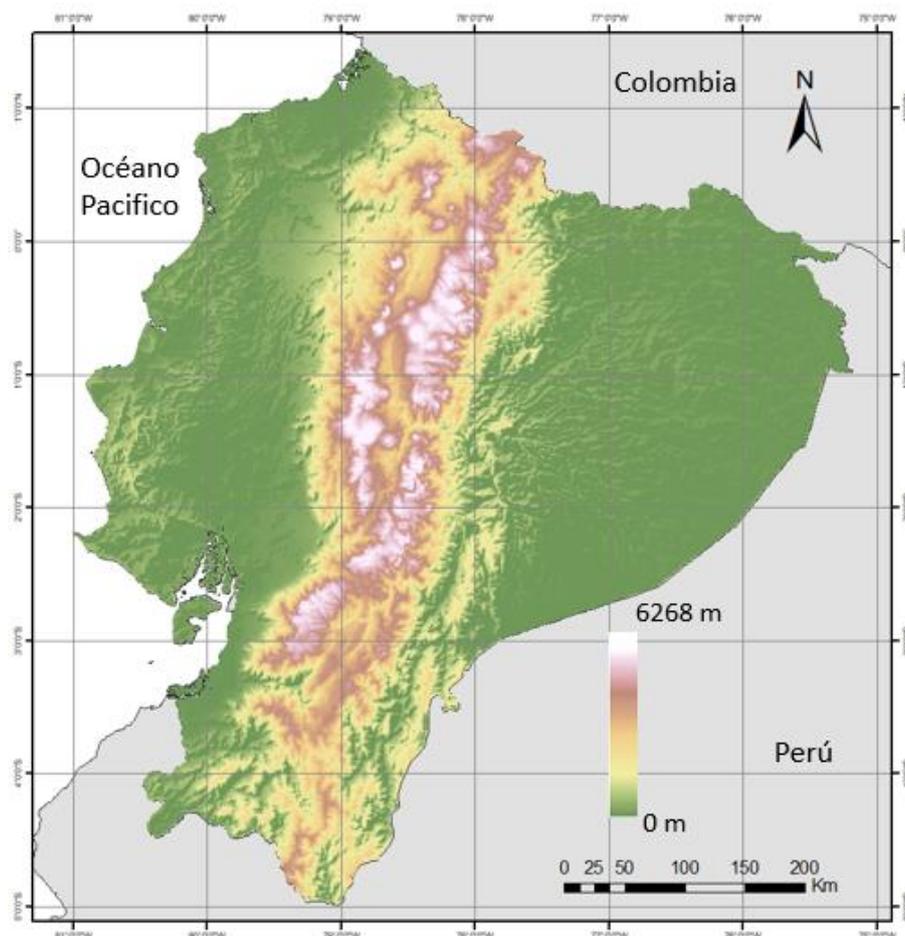


Figura 6. Mapa del área de estudio con modelo de elevación, situación geográfica y límites del Ecuador continental.

Elaborado por: Santiago B. Varela L. (ArcGis 10.3)

c) Modelado

Todo proceso de modelado de distribución de especies requiere dos clases de datos: (1) registros de presencia del organismo a modelar y (2) las variables o predictores ambientales (Elith *et al.*, 2011).

1. Datos de presencia de las especies

Estos datos son los puntos de registro georreferenciados. Los datos de las localidades para las cinco especies modeladas fueron obtenidos a partir de bases

de datos como el GBIF, EOD (*eBird Observation Dataset*), *Macaulay Library Collection*, FMNH (*Field Museum of Natural History of Florida*) y *Xeno-canto*. Además, se utilizaron registros geográficos existentes en la literatura científica y de especímenes depositados en las colecciones del Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. Finalmente también se usaron registros personales, obtenidos en campo por el autor de este trabajo (**Anexos 1-5**).

Tras obtener un número mínimo de datos de presencia (n=30 por especie) se procedió a un minucioso control de su calidad verificando y/o corrigiendo las coordenadas geográficas de los puntos de registro. Este proceso puede incluir la transformación del sistema de coordenadas, validación, consulta a especialistas y revisión de literatura.

2. Variables o predictores ambientales

Para esta investigación se utilizaron las variables bioclimáticas que se encuentran en el portal de WorldClim versión 2.0 (Fick *et al.*, 2017). Los datos de las 19 variables bioclimáticas utilizadas (**Tabla 1**) comprenden el período de 1970 al 2000 y tienen una resolución espacial máxima de 1 km².

Tabla 1. Variables bioclimáticas de WorldClim

Código	Variable bioclimática
BIO 1	Temperatura promedio anual
BIO 2	Rango medio diurno (temp máx - temp min; promedio mensual)
BIO 3	Isotermalidad (BIO1/BIO7) x 100
BIO 4	Estacionalidad en temperatura (coeficiente de variación)
BIO 5	Temperatura máxima del trimestre más caliente
BIO 6	Temperatura mínima del trimestre más frío
BIO 7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO 8	Temperatura media en el trimestre más lluvioso
BIO 9	Temperatura promedio en el trimestre más seco
BIO 10	Temperatura promedio en el trimestre más caluroso
BIO 11	Temperatura promedio en el trimestre más frío
BIO 12	Precipitación anual
BIO 13	Precipitación en el período más lluvioso
BIO 14	Precipitación en el período más seco
BIO 15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
BIO 16	Precipitación en el trimestre más lluvioso
BIO 17	Precipitación en el trimestre más seco
BIO 18	Precipitación en el trimestre más caluroso
BIO 19	Precipitación en el trimestre más frío

Además, la versión 1.4 del portal WorldClim ofrece proyecciones climáticas futuras a partir de modelos climáticos globales (GCM) de cuatro vías de concentración representativas (RCP) (**Figura 7**). Estas son las proyecciones climáticas globales más recientes que se utilizan en el quinto informe del “IPCC” Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2014).

Para este estudio se seleccionaron interpolaciones en alta resolución (aprox. 1 km²) del modelo climático Hadley Global Environment Model 2 – Earth System (HadGEM2_ES), disponible para cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 y RCP 8.5). Concretamente, este estudio trabajó bajo el RCP 6.0, un escenario medio de emisiones (Riahi *et al.*, 2011) para los años 2050 y 2070 (**Figura 7**).

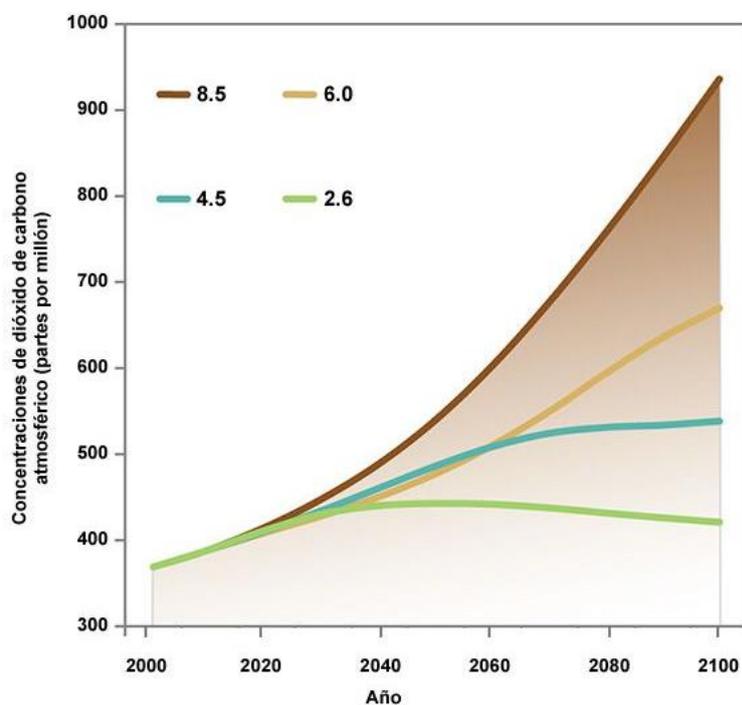


Figura 7. Escenarios de trayectorias de concentración representativas (RCP). Fuente: NCA/ U.S. Global Change Research Program.

El proceso para el modelado con Maxent parte de los datos de presencia de las especies y de las variables ambientales. Con los registros de presencia se crea un archivo Excel con tres columnas en el siguiente orden: especie, longitud y latitud. Usando el software ArcMap 10.3 se verificó que las localidades estuviesen dentro del área de estudio. Finalmente se cambió el formato del libro de Excel (.xlsx) a uno delimitado por comas (.csv).

Debido a que el set de capas climáticas del portal WorldClim es global, usando el ArcMap y su herramienta “*Extract by mask*” se extraen y cortan las celdas de la capa ráster que correspondan a las áreas definidas por la máscara de nuestro interés (áreas de movilidad / territorio de Ecuador). Para afinar las áreas

geográficamente accesibles para las especies a modelar y evitar una sobre-predicción de las distribuciones en Maxent, en este estudio se analizaron y definieron Áreas de Movilidad “M” (Barve *et al.*, 2011). Estas áreas son polígonos en formato “shape” (.shp) que, en este caso, serán las máscaras de corte y que fueron definidos para cada especie según los siguientes criterios: puntos de presencia/presencia real, rango geográfico de residencia según la lista roja de IUCN, historia natural, características de dispersión, distribución de franjas altitudinales máximas y mínimas según la literatura (McMullan y Navarrete, 2017) y mapas de distribución existentes para aves de Ecuador (Ridgely y Greenfield, 2006).

Este proceso de extracción se repite para cada una de las 19 variables y por cada especie a modelar. Finalmente, manipulando las herramientas de conversión “From Raster to ASCII” se cambian todas las extracciones al formato (.asc), lo cual es un requisito necesario para que los datos sean procesados por el programa Maxent.

El siguiente paso del proceso de modelado se realiza en el programa Maxent versión 3.4.1. La interface de Maxent ofrece tres áreas de trabajo (**Figura 8**): el panel izquierdo “Samples”, donde se carga el archivo en formato [.csv] que contiene las coordenadas de la especie a modelar; un panel derecho “Environmental layers” donde se incorporan las variables predictoras, es decir todos los archivos ASCII derivados de los rásters de las capas ambientales; y un panel inferior donde se procesa la configuración del análisis. Debe destacarse que, para este estudio modelamos la distribución de cinco especies, bajo tres escenarios temporales diferentes (actual, futuro 2050 y futuro 2070).

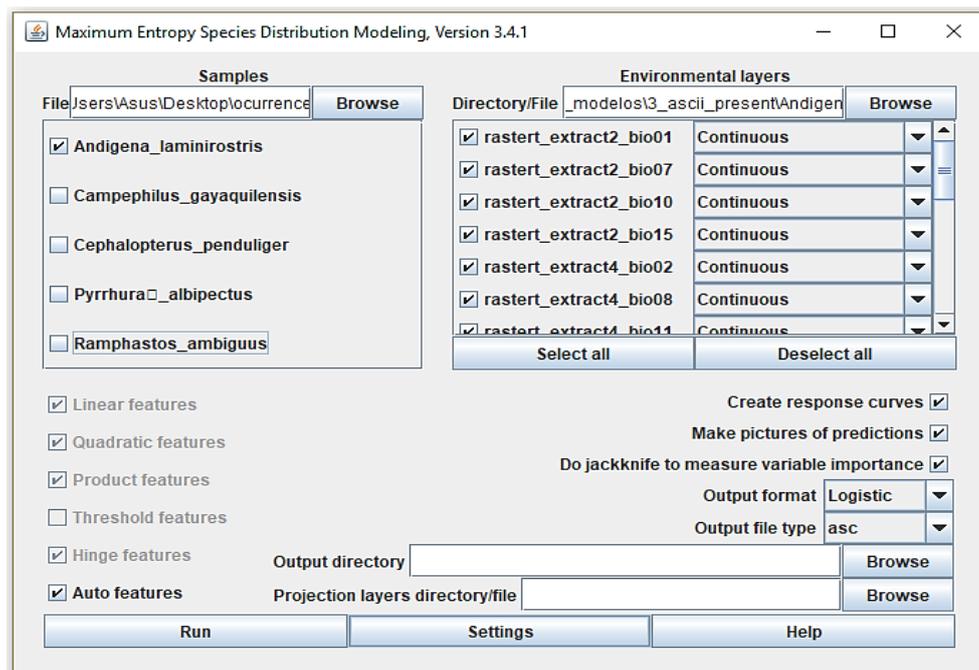


Figura 8. Interface de trabajo en Maxent durante el proceso de modelado.

A continuación, se definieron algunos parámetros de Maxent tales como activar las opciones para crear curvas de respuesta y hacer un análisis para medir la importancia de las variables (análisis de Jackknife) (**Figura 9**). Tras activar todas las opciones y direccionar los archivos en el lugar correspondiente, se ejecutó el análisis.

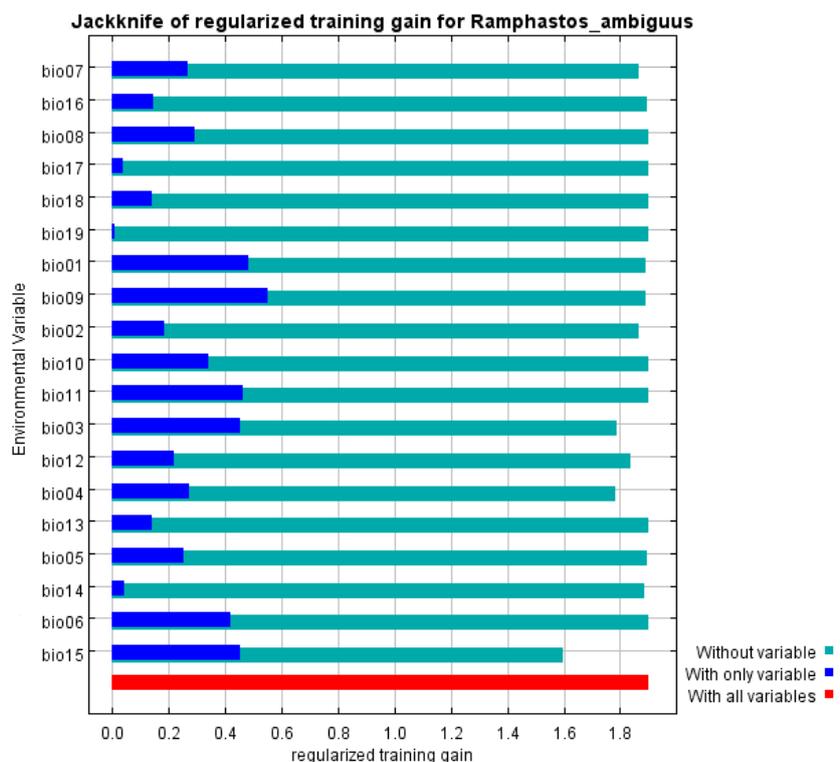


Figura 9. Resultados de la prueba de Jackknife de importancia de las 19 variables para *R. ambiguus*.

Para los ejercicios de modelado de las cinco especies se realizó una primera ejecución de Maxent con las 19 variables bioclimáticas. A partir de los resultados de la prueba de Jackknife, que determina qué variables son más importantes/influyentes para el modelo, se procesó una segunda ejecución eliminando las variables que menos información aportan al modelo. El detalle de estas variables se describe en el cuadro siguiente (**Tabla 2**):

Tabla 2. Variables seleccionadas para el modelado de cinco especies de aves.

Variable	<i>Cephalopterus penduliger</i>	<i>Andigena laminiirostris</i>	<i>Ramphastos ambiguus</i>	<i>Campehilus gayaquilensis</i>	<i>Pyrrhura albipectus</i>
BIO1	X	X	X	X	X
BIO2				X	
BIO3	X	X	X	X	
BIO4	X	X	X		X
BIO5		X	X	X	X
BIO6	X	X	X	X	X
BIO7	X	X	X		
BIO8	X	X	X	X	X

Variable	<i>Cephalopterus penduliger</i>	<i>Andigena laminirostris</i>	<i>Ramphastos ambiguus</i>	<i>Campehilus gayaquilensis</i>	<i>Pyrrhura albipectus</i>
BIO9	X	X	X	X	X
BIO10	X	X	X	X	X
BIO11	X	X	X	X	X
BIO12	X		X	X	X
BIO13					X
BIO14	X				X
BIO15	X	X	X	X	X
BIO16					X
BIO17	X				X
BIO18					
BIO19	X	X			X

*Espacios en blanco indican variables omitidas durante la segunda ejecución con Maxent.

Con el objetivo de calcular las superficies de los mapas obtenidos por Maxent en el software ArcGis, se ejecuta una reclasificación de los valores de probabilidad de la siguiente manera: (0 a <0.6 =0; ausencia) y (0.6 a 1=1; presencia). De esta manera, se obtienen dos capas raster separadas para calcular superficies, perímetros y solapamientos. En esta investigación se usa y procesa sólo el raster reclasificado a 1 (presencia). Este paso es necesario para convertir los mapas de idoneidad climática en mapas binarios de presencia-ausencia de la especie y esto se logra con la herramienta “*Reclassify*” de ArcGis 10.3. El umbral usado para generar los mapas binarios fue el de “máxima sensibilidad más especificidad” (0.6 - 1) de Maxent (Phillips *et al.*, 2006).

d) Análisis de la fragmentación y efecto de borde

Para analizar la fragmentación del hábitat para cada especie se establecen polígonos que corresponden con la superficie predicha. La separación de estos fragmentos permitirá inferir su grado de aislamiento. De esta manera los polígonos representan fragmentos de hábitat que se contabilizan para el escenario actual y futuro 2050, la superficie de polígono mínima considerada es de 100 km².

Para establecer comparaciones entre escenarios se calcula el tamaño medio de los polígonos para cada especie en cada escenario. Para cada polígono se calcula la distancia al resto de polígonos de la misma especie (si existe más de un polígono). Finalmente, se calcula el promedio de esas distancias. Cuanto más grande sea esa distancia, mayor será el grado de aislamiento. Se usa además la relación área/perímetro, de esta forma, cuanto más pequeño sea el valor, mayor será la exposición al efecto borde. Esto se realiza para cada polígono de las proyecciones y se presenta el promedio para cada especie.

V. RESULTADOS

Mapas de distribución potencial

Maxent produce un mapa en formato .png, el cual muestra, «en bruto», los resultados para cada especie. En los mapas las áreas de color rojo a naranja representan espacios con alta probabilidad de idoneidad ecológica para la especie (>60%), mientras que las zonas de color amarillo a verde simbolizan una medida de menor probabilidad.

Posteriormente se cuantificó el área de mayor idoneidad potencial ($p=0.6-1.0$) para cada una de las especies tanto para el modelado con datos climáticos presentes como para ambos escenarios futuros (años 2050 y 2070).

1. *Andigena laminirostris*

Con base en los datos climáticos actuales, los resultados para *A. laminirostris* muestran que, existe una mayor idoneidad ecológica en la zona correspondiente a la sierra nor-occidental de Ecuador. La superficie de distribución en los ecosistemas se presenta así: en bosque montano occidental 94%, bosque piemontano occidental 5% y en páramo 1%. La superficie total de áreas idóneas, basada en variables climáticas actuales, es de 2661 km² (Figura 10).

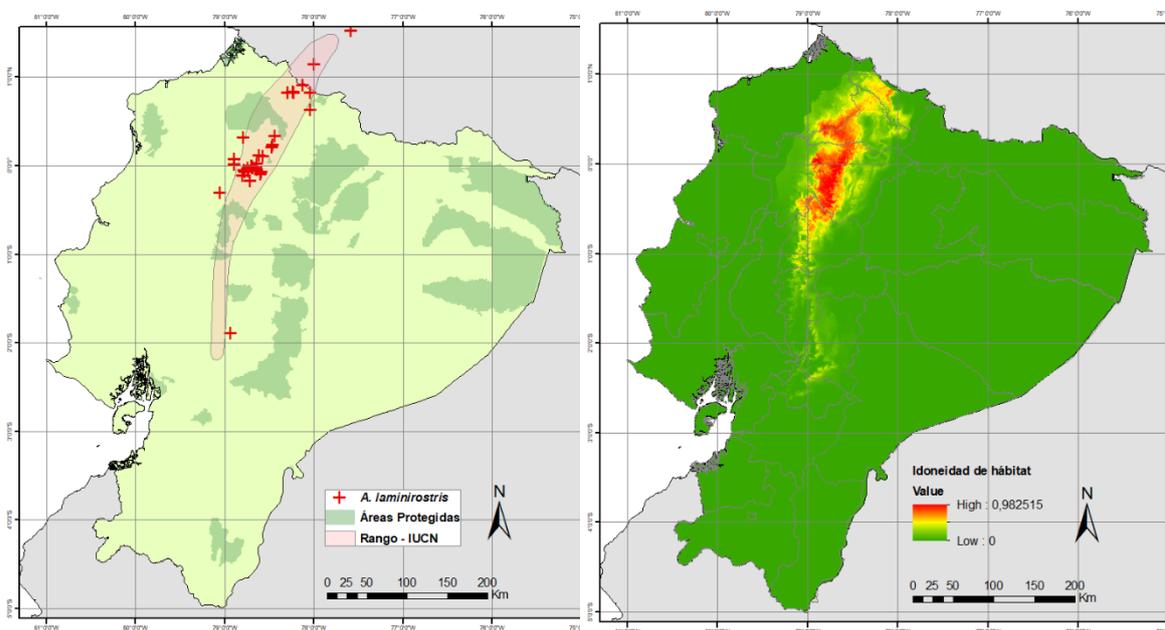


Figura 10. Registros de *A. laminirostris* con detalle del rango de predicción de IUCN y áreas protegidas. Distribución potencial actual en base al algoritmo de máxima entropía (derecha).

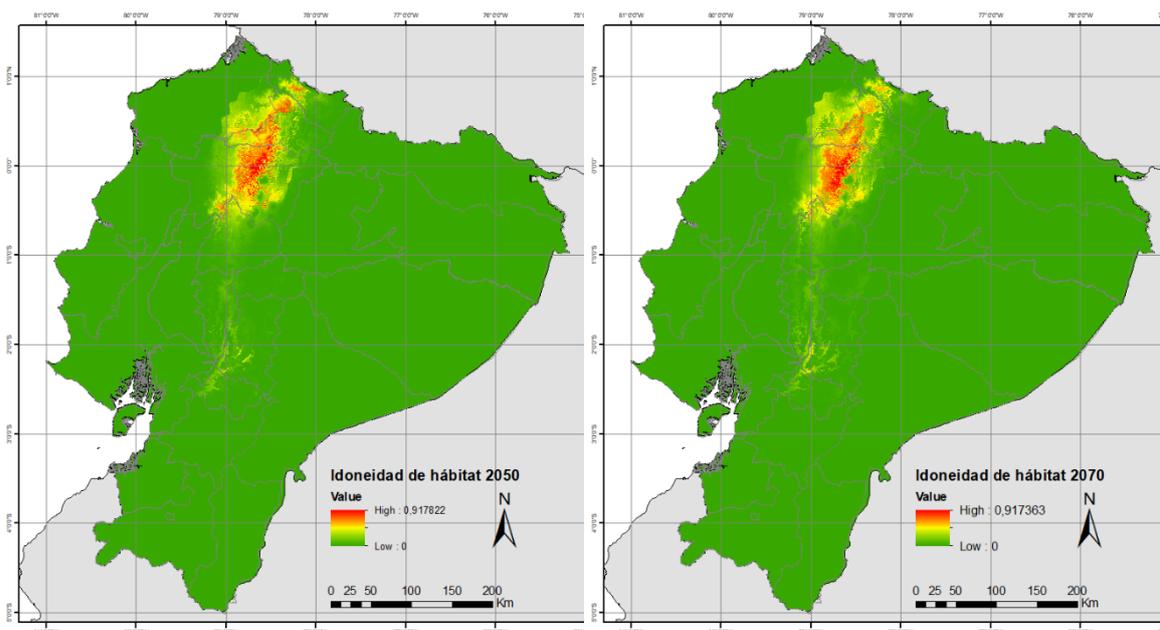


Figura 11. Mapas de distribución potencial de *A. laminirostris* en base al algoritmo de máxima entropía (Maxent) - Escenarios 2050 y 2070.

Al examinar el mismo parámetro proyectado para el año 2050 (**Figura 11**), bajo el escenario RCP 6.0 observamos que dicha extensión disminuye drásticamente a 1645 km², es decir, una reducción del 38% (**Tabla 3**). La predicción para el 2070 también muestra que la superficie disminuye en 30% con respecto a su distribución actual, experimentando cierta recuperación si comparamos con los resultados para 2050 (**Figura 12**).

Tabla 3. Extensión de las áreas potenciales de distribución, presente y futuras de las especies modeladas (km²).

Especie	Área potencial actual (0,6-1)	Área potencial futura 2050 (RCP 6.0) (0,6-1)	Área potencial futura 2070 (RCP 6.0) (0,6-1)
<i>A. laminirostris</i>	2661	(-) 1645	(-) 1869
<i>C. gayaquilensis</i>	6008	(+) 8144	(+) 8157
<i>C. penduliger</i>	2380	(+) 2610	(+) 2600
<i>P. albipectus</i>	2446	(-) 1991	(-) 2249
<i>R. ambiguus</i>	3683	(+) 5030	(+) 4150

Leyenda. Los signos + y - indican expansión o contracción, respectivamente de la superficie predicha por Maxent respecto al escenario actual.

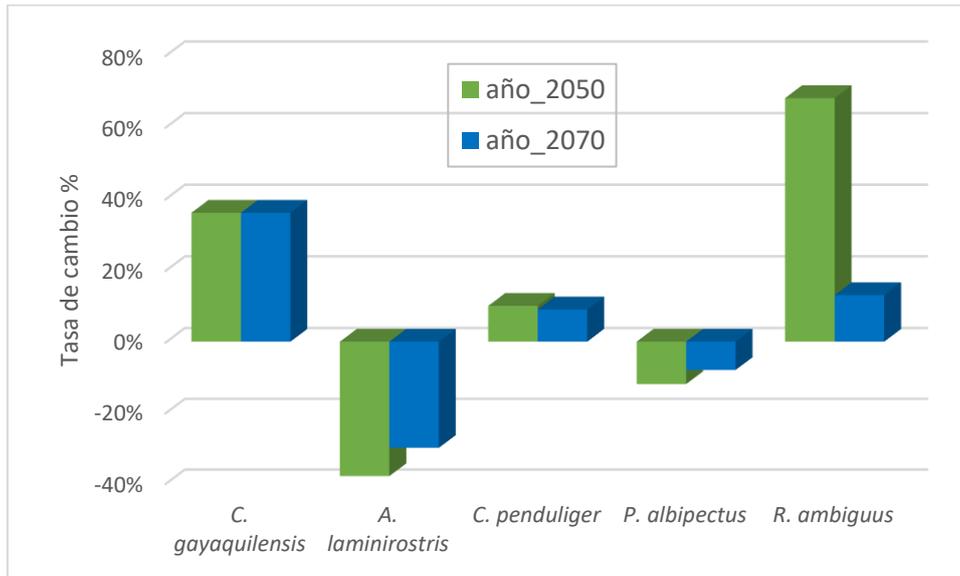


Figura 12. Tasa de cambio porcentual de la superficie aproximada por Maxent para 2050 y 2070. Valores negativos indican contracción (-) y positivos expansión (+) respecto a la predicción actual.

En las predicciones de distribución futuras los ambientes naturales de Ecuador que ocupa este tucán, son los mismos que en el escenario actual (bosque montano occidental en su mayoría), aunque se puede apreciar una marcada contracción en la región de bosque montano del norte de las provincias de Cotopaxi, Pichincha y al este de Esmeraldas (**Figura 11**).

Actualmente, *A. laminirostris* se encuentra dentro de la reserva ecológica Cotacachi-Cayapas y la reserva ecológica de Los Illinizas, y su área de distribución actual predicha solapa un 16% (429 km²) con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (en adelante SNAP). Las proyecciones de solapamiento para 2050 y 2070 son 7% (109 km²) y 8% (149 km²) respectivamente (**Figura 13**).

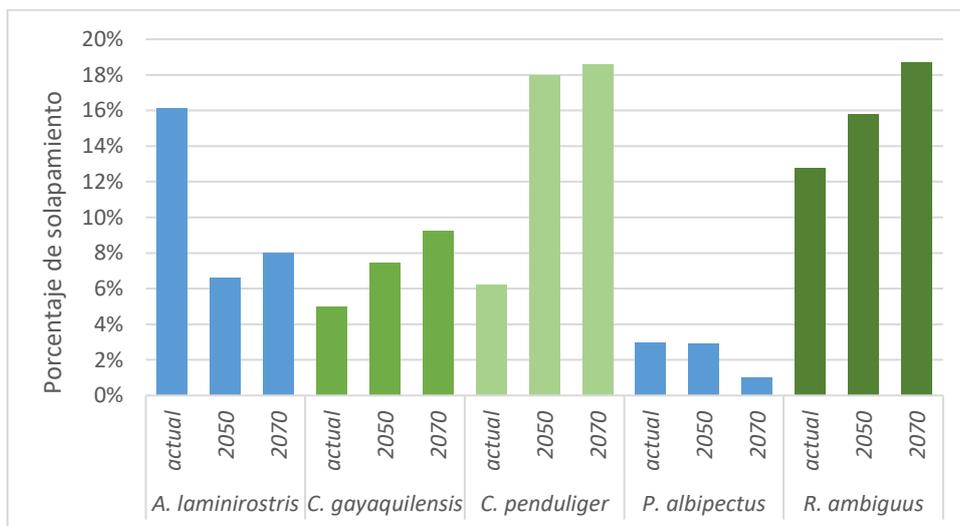


Figura 13. Porcentaje de solapamiento de la superficie predicha por Maxent con el SNAP en escenario actual y futuro para 5 especies de aves.

2. *Campephilus गयाquilensis*

Para *C. गयाquilensis* los resultados revelan que, existe una mayor idoneidad ecológica en la zona correspondiente a la región occidental de Ecuador norte y sur (**Figura 14**). La superficie de distribución en los ecosistemas para esta especie es muy heterogénea y se presenta así: en bosque deciduo de la costa 35%, bosque húmedo tropical del chocó 7%, matorral seco de la costa 14%, bosque piemontano occidental 31% y bosque montano occidental 13%. La superficie total de áreas idóneas, basada en variables climáticas actuales, es de 6008 km² (**Tabla 3**).

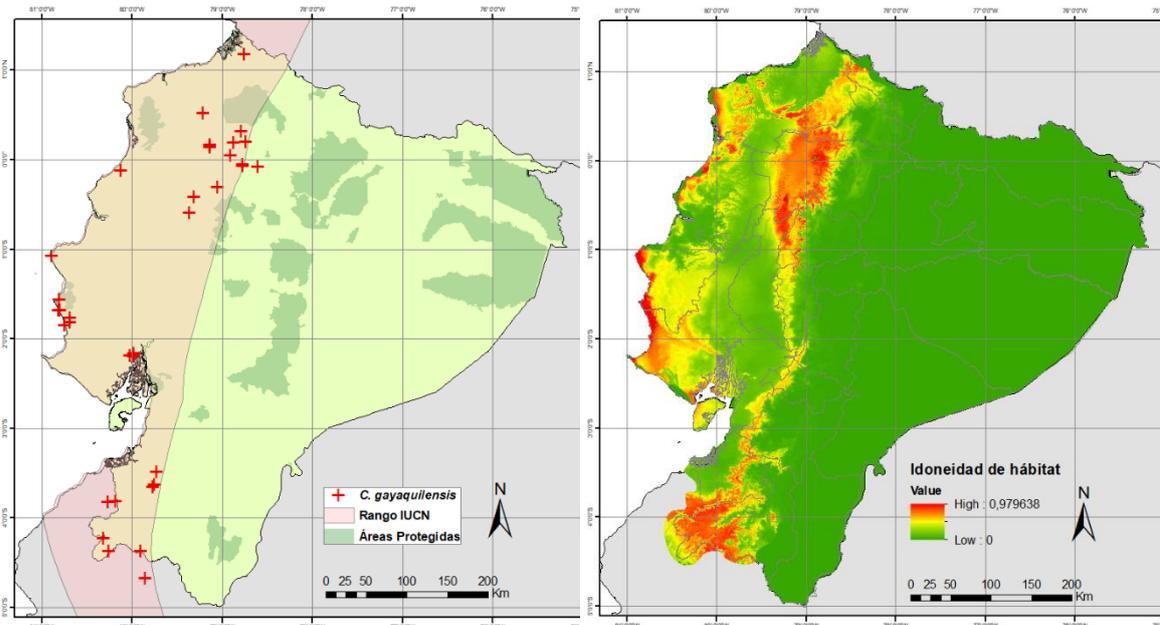


Figura 14. Registros de *C. गयाquilensis* con detalle del rango de predicción de IUCN y áreas protegidas. Distribución potencial actual en base al algoritmo de máxima entropía (derecha).

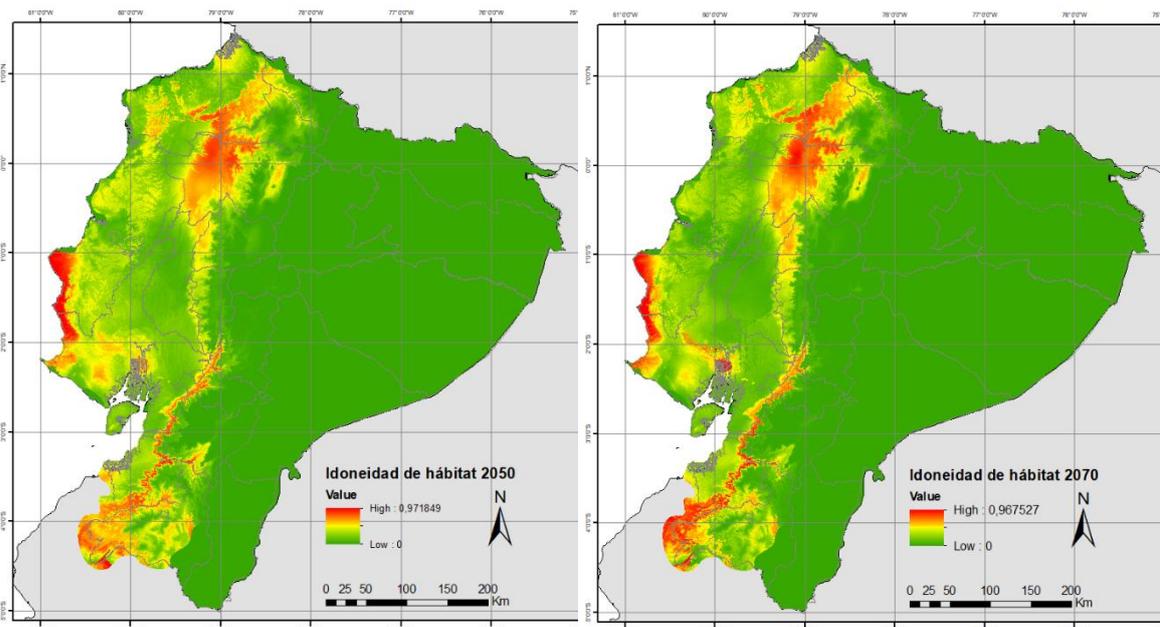


Figura 15. Distribución potencial de *C. गयाquilensis* en base al algoritmo de máxima entropía (Maxent) - Escenarios 2050 y 2070.

Al inspeccionar la misma proyección para los años 2050 y 2070, bajo el escenario RCP 6.0 dicha extensión aumenta considerablemente a 8144 y 8157 km² respectivamente, es decir, una expansión del 36% en ambos casos (**Tabla 3**) y (**Figura 12**).

En las predicciones de distribución futuras, los ecosistemas que ocupa esta especie son aproximadamente los mismos que en el escenario actual (bosque piemontano occidental y bosque decido mayoritariamente), aunque se puede apreciar una expansión en la región norte de la provincia de Pichincha y al sur de Manabí. (**Figura 15**).

Este carpintero se localiza actualmente en la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas, Reserva Geobotánica el Pululahua, Reserva Ecológica Los Illinizas, Reserva Ecológica Mache-Chindul y el Parque Nacional Machalilla (**Figura 14**). En el escenario actual, el 5% de la superficie de su distribución predicha (300km²) se solapa con el SNAP. Las proyecciones de solapamiento para 2050 y 2070 son 7% (605 km²) y 9% (753 km²) respectivamente (**Figura 13**).

3. *Cephalopterus penduliger*

Los ejercicios de modelado para *C. penduliger* indican que, existe una mayor idoneidad ecológica en la zona correspondiente a la región norte (Pichincha e Imbabura) y suroccidental de Ecuador (El Oro y Loja) (**Figura 16**). Para esta especie la superficie de distribución en los ecosistemas se presenta así: en bosque decido de la costa 4%, bosque piemontano occidental 34% y bosque montano occidental 62%. La superficie total de áreas idóneas, basada en variables climáticas actuales, es de 2380 km² (**Tabla 3**).

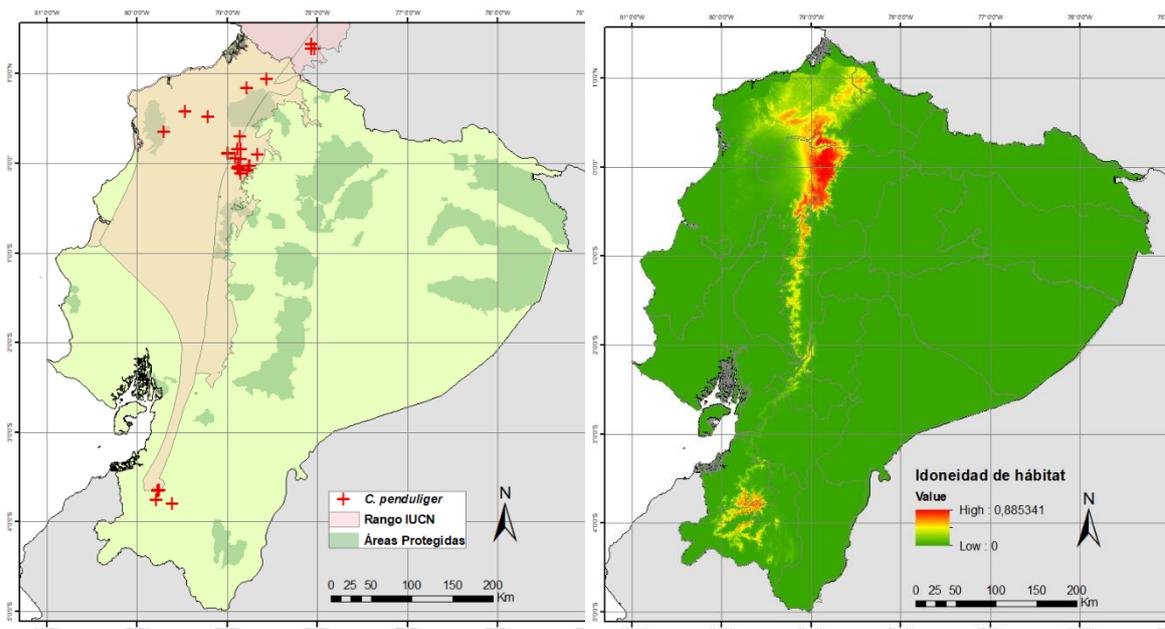


Figura 16. Registros de *C. penduliger* con detalle del rango de predicción de IUCN y áreas protegidas. Distribución potencial actual en base al algoritmo de máxima entropía (derecha).

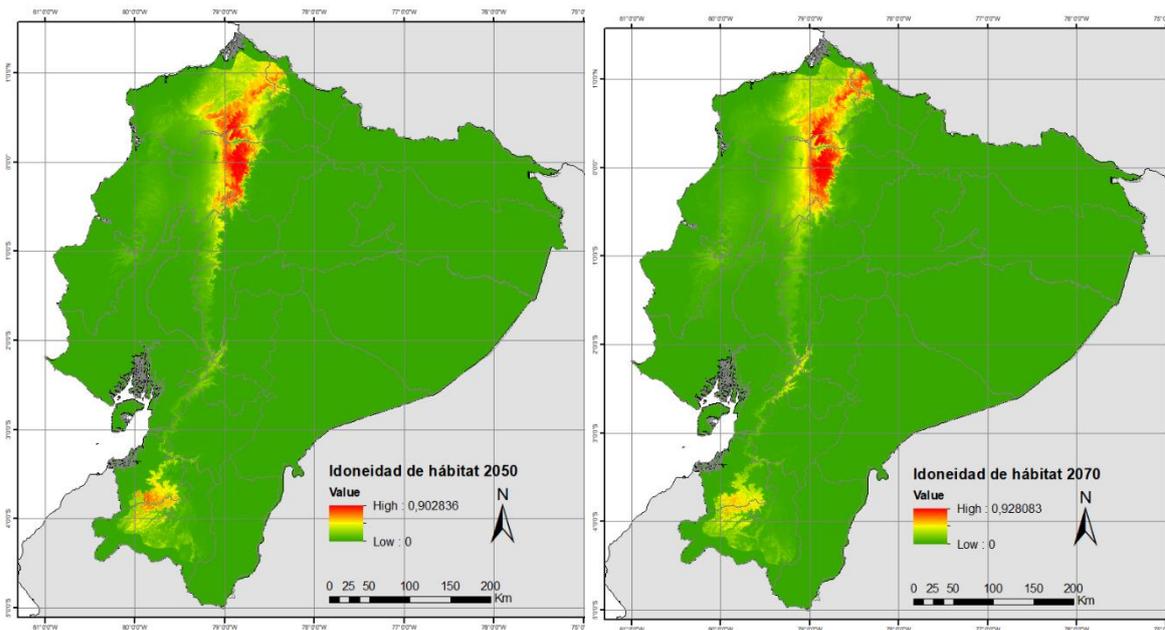


Figura 17. Distribución potencial de *C. penduliger* en base al algoritmo de máxima entropía (Maxent) - Escenarios 2050 y 2070.

Tras realizar esta proyección para los años 2050 y 2070, bajo el escenario RCP 6.0 dicha extensión aumenta a 2610 y 2600 km² respectivamente. Es decir, que experimentaría una expansión del 10% y 9% respectivamente (**Figura 12**).

En cuanto a las predicciones de distribución futuras, se puede apreciar una expansión de su distribución en la región sur de la provincia de El Oro y al sur este de Esmeraldas (**Figura 17**).

Actualmente esta especie se distribuye en la Reserva Ecológica Los Illinizas y Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas. Para *C. penduliger* en el escenario actual, el 6% de la superficie de su distribución predicha (148 km²) solapa con el SNAP, Las proyecciones de solapamiento para 2050 y 2070 son 18% (469 km²) y 19% (483 km²) respectivamente (**Figura 13**).

4. *Pyrrhura albipectus*

Bajo los datos climáticos actuales, los ejercicios de modelado para *P. albipectus* muestran una mayor idoneidad ecológica en la zona correspondiente a la región sur oriental de Ecuador (El Oro y Loja) (**Figura 18**). Su distribución por ecosistemas es la siguiente: amazonia 1%, bosque piemontano oriental 43% y en bosque montano oriental 55%. La superficie total de áreas idóneas, basada en variables climáticas actuales, es de 2446 km² (**Tabla 3**).

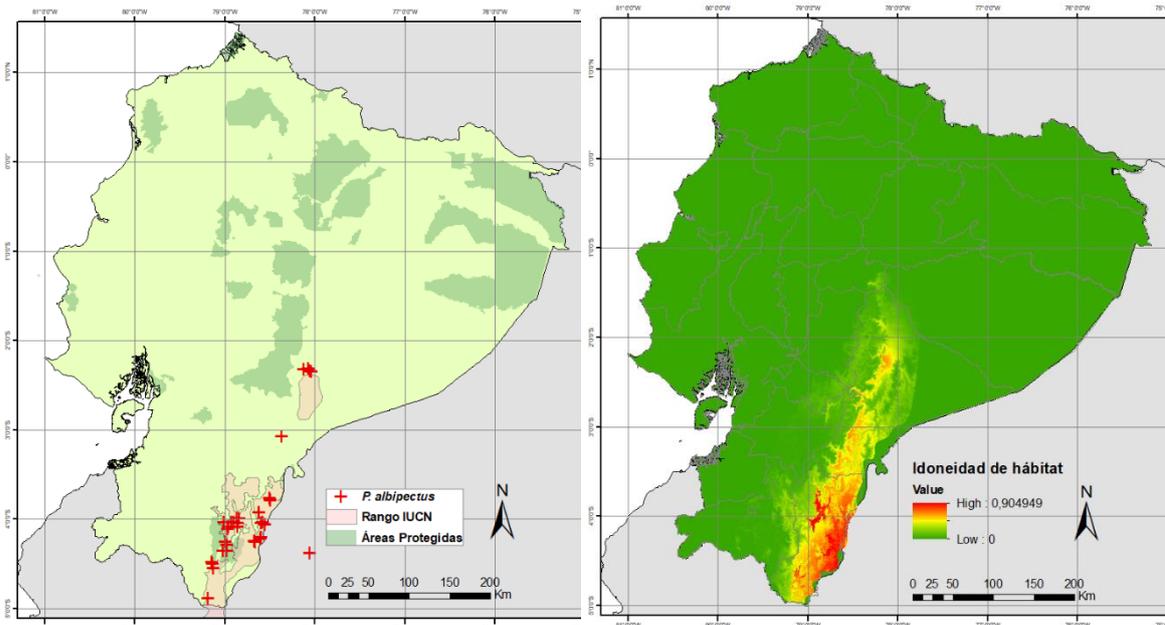


Figura 18. Registros de *P. albipectus* con detalle del rango de predicción de IUCN y áreas protegidas. Distribución potencial actual en base al algoritmo de máxima entropía (derecha).

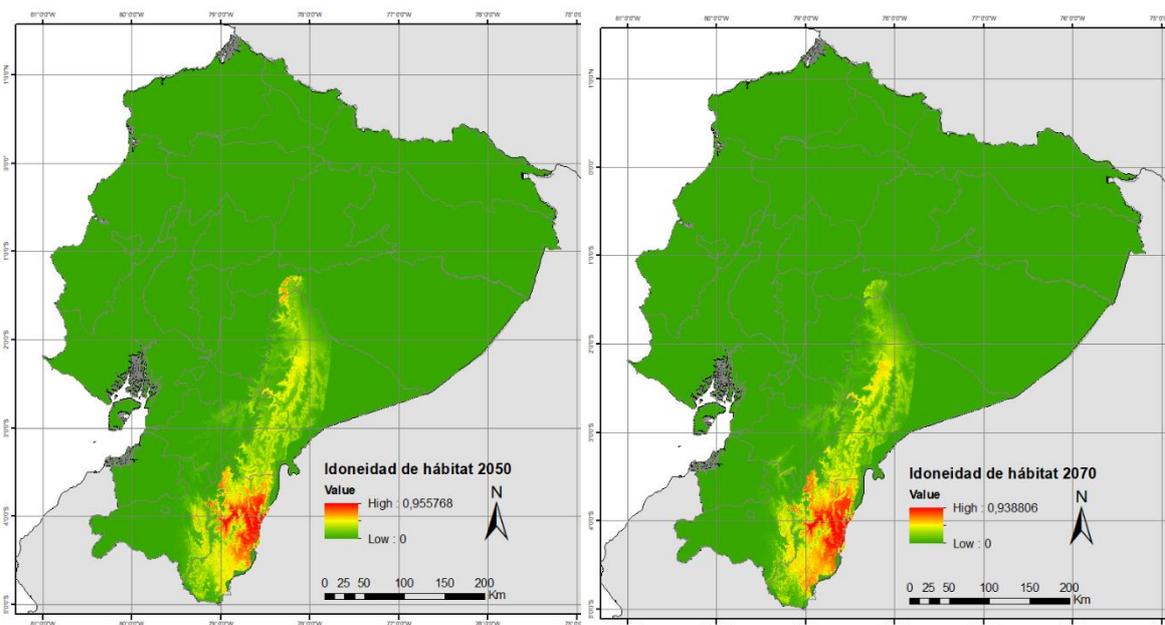


Figura 19. Distribución potencial de *P. albipectus* en base al algoritmo de máxima entropía (Maxent) - Escenarios 2050 y 2070.

Tras analizar la proyección para los años 2050 y 2070, bajo el escenario RCP 6.0 dicha superficie disminuye a 1991 y 2249 km² respectivamente, es decir, experimenta una reducción de 12% y 8% (**Figura 12**).

En cuanto a las predicciones de distribución futuras, el área que ocupa esta especie es aproximadamente el mismo que en el escenario actual (bosque montano y piemontano oriental), aunque se aprecia su contracción hacia la región norte de la provincia de Zamora Chinchipe (**Figura 19**).

Actualmente este perico se presenta en el Parque Nacional Podocarpus y en el escenario actual, tan sólo el 3% de la superficie de su distribución predicha (73 km²) solapa con el SNAP. Las proyecciones de solapamiento para 2050 y 2070 son 3% (57 km²) y 1% (22 km²) respectivamente (**Figura 13**).

5. *Ramphastos ambiguus*

El modelado para *R. ambiguus* muestra mayor idoneidad ecológica en la zona correspondiente a las regiones occidental y oriental de Ecuador a lo largo del eje norte-sur del país (**Figura 20**), distribuida en nueve provincias. La superficie de distribución en los ecosistemas para esta especie se presenta así: en bosque montano occidental 30%, bosque piemontano occidental 41%, bosque montano oriental 13%, bosque piemontano oriental 8%, y en bosque decídulo de la costa 7%. La superficie total de áreas idóneas, basada en variables climáticas actuales, es de 3683 km² (**Tabla 3**).

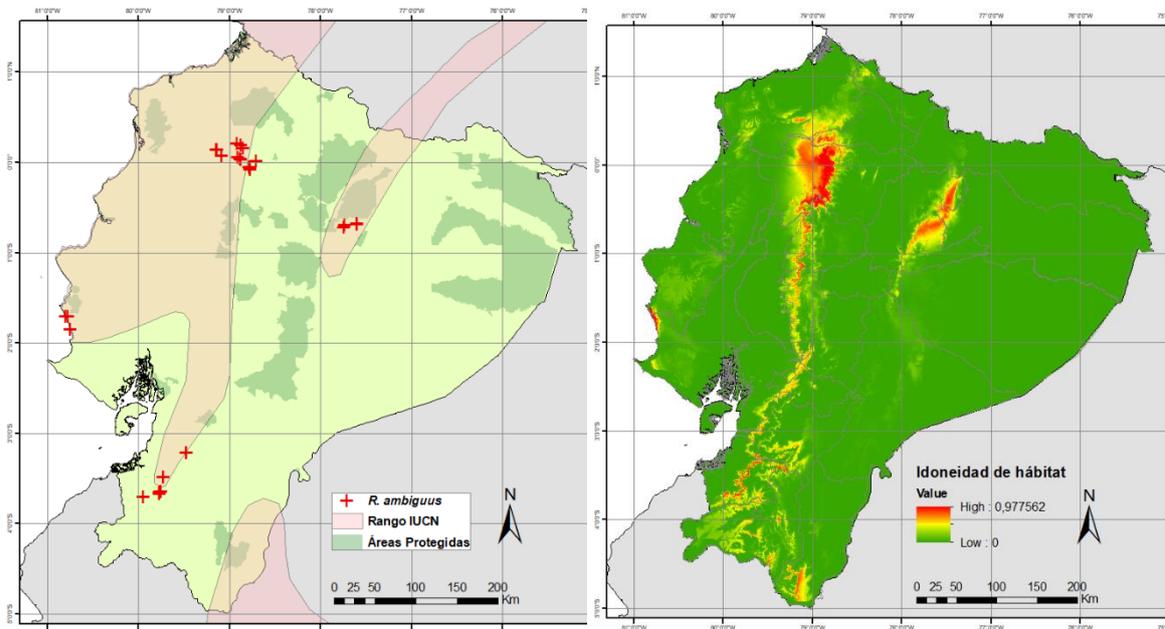


Figura 20. Registros de *R. ambiguus* con detalle del rango de predicción de IUCN y áreas protegidas. Distribución potencial actual en base al algoritmo de máxima entropía (derecha).

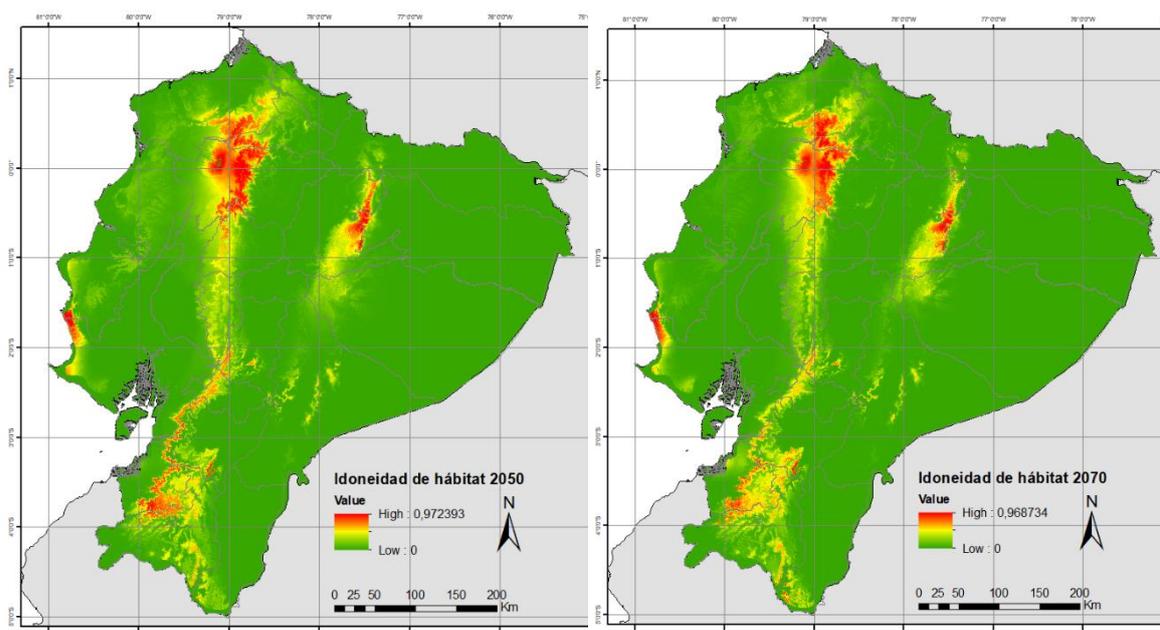


Figura 21. Distribución potencial de *R. ambiguus* en base al algoritmo de máxima entropía (Maxent) - Escenarios 2050 y 2070.

Tras analizar la proyección para los años 2050 y 2070, bajo el escenario RCP 6.0 dicha superficie aumenta a 5030 y 4150 km² respectivamente, es decir, experimenta una clara expansión del 68% en el primer escenario y moderada del 13% en el segundo (**Figura 12**).

En las predicciones de distribución futuras, el ámbito geográfico que ocupa este tucán, es aproximadamente el mismo que en el escenario actual (bosque montano occidental en su mayoría), sin embargo se puede apreciar una marcada reducción en la conectividad de las poblaciones del norte y sur sobre la región de bosque piemontano occidental, que aparentemente se desplazarían en altitud hacia el bosque montano (**Figura 21**).

Este tucán se presenta en los siguientes espacios protegidos: Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas, Reserva Ecológica Los Illinizas, Parque Nacional Machalilla, Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Sumaco Napo Galeras. Finalmente para *R. ambiguus* en el escenario actual, el 13% de la superficie de su distribución predicha (470 km²) solapa con el (SNAP), las proyecciones de solapamiento para 2050 y 2070 son 16% (777 km²) y 19% (794 km²) respectivamente (**Figura 13**).

Evaluación de la fragmentación y efecto de borde

Se presentan los valores de las variables de cambio para evaluar la fragmentación de hábitat e inferir el efecto de borde sobre los fragmentos (polígonos de distribución) que se generan con las proyecciones de Maxent (**Tabla 4**).

Las especies *A. laminirostris* y *P. albipectus* exhiben una disminución del tamaño medio y un aumento del número de los fragmentos de hábitat resultantes. Además, en el escenario futuro estas especies incrementan las distancias entre sus fragmentos y reducen sus valores de la relación área/perímetro, resultando en mayor exposición al efecto de borde (Tabla 4). Por el contrario *C. gayaquilensis*, *C. penduliger* y *R. ambiguus* muestran un incremento del tamaño medio de los fragmentos y la reducción del número de estos. Los valores de la relación área/perímetro para estas especies aumenta en los escenarios futuros.

Tabla 4. Resumen de variables de cambio para evaluar la fragmentación del hábitat para 5 especies de aves.

Especie		N° de fragmentos	Tamaño medio de fragmento (km ²)	Distancia entre fragmentos (km)	Relación A/P
<i>A. laminirostris</i>	a	3	316	14.3	5.6
	f	5	160	17.3	3.7
<i>C. gayaquilensis</i>	a	13	450	96.3	4.2
	f	11	523	70.8	5.1
<i>C. penduliger</i>	a	3	1518	288.6	6.2
	f	2	4105	196.5	9.4
<i>P. albipectus</i>	a	2	4700	93.5	10.9
	f	3	3605	146.8	8
<i>R. ambiguus</i>	a	8	280	107.9	3.6
	f	6	2087	119.2	7.3

Leyenda. a. Representa las proyecciones para el escenario actual y f. Muestra el escenario 2050.

VI. DISCUSIÓN

Los modelos obtenidos para la distribución potencial actual en este trabajo, son el resultado de una simulación que usa variables bioclimáticas en el periodo 1970-2000. Por lo tanto, las predicciones de distribución geográfica deben ser interpretadas con precaución. El enfoque desarrollado en este trabajo tiene algunas limitaciones. La mayoría de ellas están relacionadas con la validación del modelo y el tamaño de la muestra. Sin embargo, los procedimientos de modelado, así como las proyecciones sobre escenarios de cambio, parecen ser sólidos proporcionando resultados fiables frente a los cambios ambientales (Peterson y Vieglais, 2001).

Los datos y ejemplos presentados en el apartado material y métodos así como en resultados de este documento exhiben cómo la delimitación de áreas de movilidad (M) constituye una herramienta básica en los estudios de ecología de distribuciones. Básicamente, sirve para excluir del modelo generado por Maxent áreas donde el hábitat es favorable pero la especie está ausente por imposibilidad de colonización debido a barreras geográficas, y por lo tanto es el escenario

apropiado para ensayar, validar y comparar modelos de nichos ecológicos (N. Barve *et al.*, 2011).

Además es importante considerar que, a diferencia de estas proyecciones, existen modelos que toman en cuenta procesos de deforestación y cambio de uso de suelo (**Figura 22**), y por lo tanto podrían existir resultados predictivos más precisos. Modelos como, por ejemplo DIMA (*Dynamic Integrated Model of Forestry and Alternative Land Use*), podrían ser de gran utilidad para este caso, pues toma en cuenta procesos como deforestación y la presencia de hábitat remanente (Riahi *et al.*, 2011). Sin embargo, esos modelos no cuentan con los escenarios climáticos para ser aplicados.

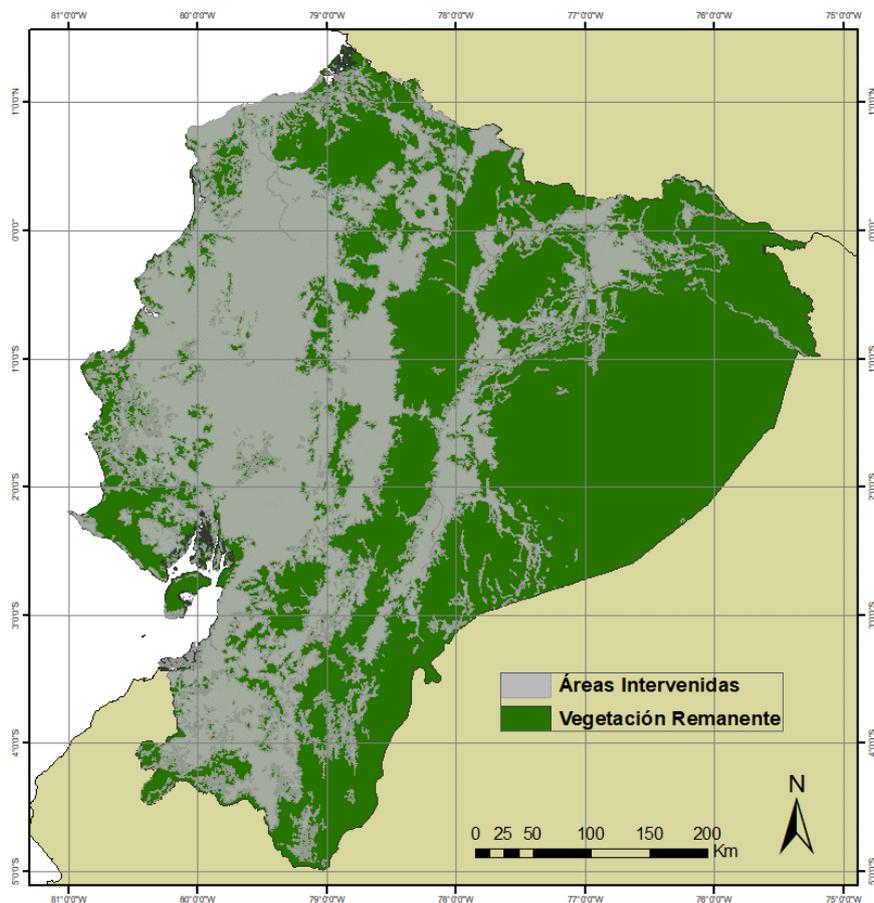


Figura 22. Mapa de hábitat remanente (vegetación original) mostrando en color gris áreas donde la vegetación natural ha sido eliminada por actividades humanas (en base a ref. 10).

Elaborado por: Santiago B. Varela L. (ArcGis 10.3)

En este trabajo se desarrollan ejemplos del modelado para cinco especies que exhiben características diferentes tanto ecológicas como geográficas (McMullan y Navarrete, 2017). Dos especies disminuyen su área, mientras que tres expanden su superficie de distribución. La predicción que se obtiene para el escenario 2050

repite la tendencia para el 2070 en casi todas las especies, siguiendo el mismo patrón ya sea de contracción o expansión.

Adicionalmente este trabajo ofrece una oportunidad para conocer las estrategias y respuestas, que probablemente emplearían las especies para enfrentar el cambio climático. Los movimientos de las poblaciones obedecen siempre a una búsqueda del hábitat idóneo que cumpla con las condiciones bioclimáticas más similares a las que existen actualmente en sus puntos de presencia. Por supuesto, no todas las poblaciones lograrían los desplazamientos necesarios para adaptarse al cambio y fragmentación. Para algunas de ellas, las condiciones de cambio unidas a los factores antrópicos y el grado de aislamiento al que se verían sometidas podrían derivar en extinciones locales.

A continuación se discuten algunos resultados que ilustran las predicciones obtenidas para cada especie. Es importante mencionar que los detalles de la ecología de cada especie son claves para tratar de determinar su comportamiento ante el cambio climático. Adicionalmente, se incluyen mapas producto de la reclasificación (0.6 - 1) en ArcGis, para visualizar el modelo predicho para el presente y observar la contracción o expansión en ambos escenarios de cambio, con el detalle de las áreas protegidas que se solapan con la superficie modelada.

Andigena laminirostris “Tucán andino piquilaminado”.- Esta especie muestra una disminución en su ámbito geográfico en ambos escenarios futuros, aunque curiosamente este descenso es mayor en el escenario 2050 (2661 vs 1645 km²) que para 2070 (2661 vs 1869 km²) (**Tabla 3**). En la proyección futura, el 5% de su distribución en bosque piemontano occidental se pierde; por lo que se podría decir que su respuesta al cambio climático es elevar su rango de distribución hacia donde actualmente se localiza el bosque montano. La historia natural de esta especie señala su preferencia por bosques nublados con epífitas, musgos y bromelias, esto explicaría su desplazamiento altitudinal siguiendo los patrones de respuesta de esta vegetación al cambio climático elevando también su rango en altitud. La variable más importante para esta proyección fue bio15 (estacionalidad de la precipitación), de esta manera ascendiendo en altitud, la especie parece seleccionar ambientes más húmedos.

Su categoría de amenazada actual (NT) podría verse modificada en el futuro no sólo por la disminución de su rango geográfico sino también porque para ambos escenarios futuros (2050 y 2070) su distribución no solaparía con la Reserva Ecológica Los Illinizas (**Figura 23**), donde actualmente sí presenta efectivos.

En este estudio, a diferencia de lo señalado por Olmedo (2019), la distribución de este tucán –tanto actual como futura- se restringe al occidente de la cordillera de los Andes, no traspasando esta barrera geográfica hacía el bosque húmedo tropical amazónico. El único registro conocido de esta especie al oriente de los Andes

(Puerto Napo) usado por este autor podría corresponder a un individuo errante, no reflejando su distribución actual y dando origen a las discrepancias en las proyecciones actuales y futuras entre este trabajo y el de Olmedo. Por otro lado, el umbral usado en dicho estudio para realizar los mapas binarios fue de 0.2 a diferencia de esta investigación que usa 0.6 siguiendo los criterios de máxima sensibilidad y especificidad (Phillips *et al.*, 2006).

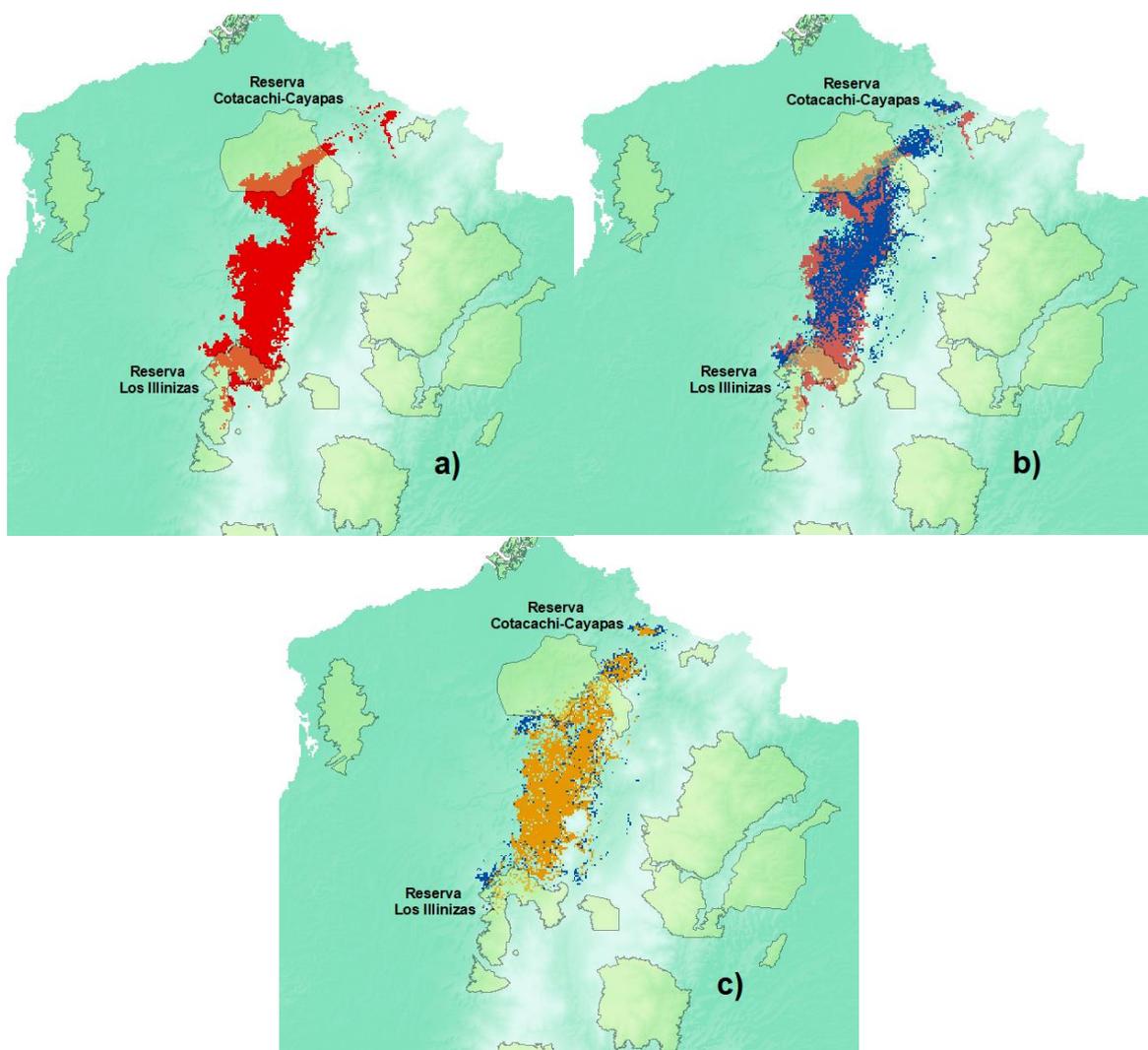


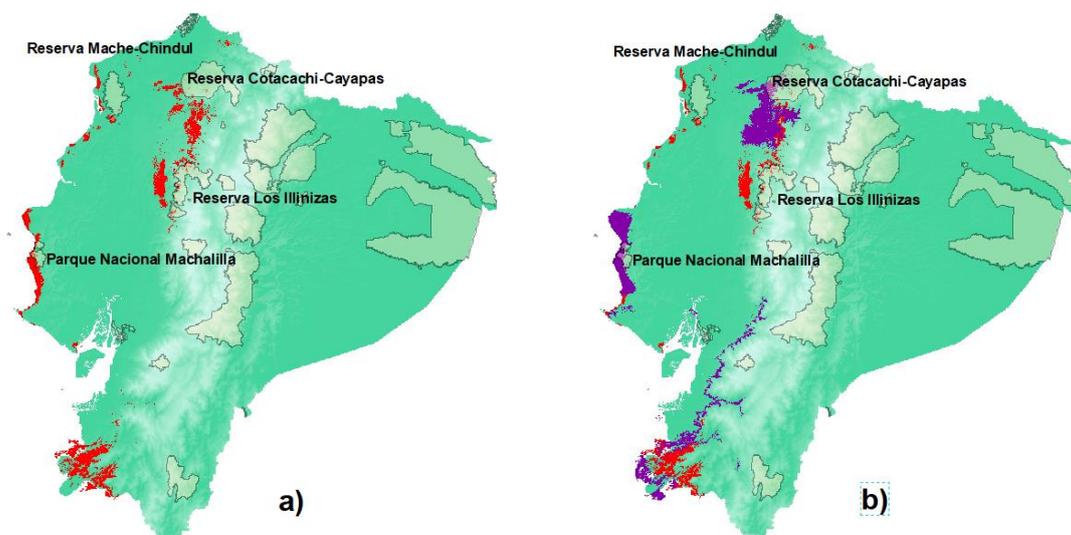
Figura 23. Predicciones de maxent (0.6 – 1) para *A. laminirostris*, con detalle del solapamiento de su distribución con áreas protegidas. a) Modelo actual en rojo b) Escenario 2050 en azul sobre modelo actual y c) escenario 2070 en amarillo sobre 2050.

Campephilus गयाquilensis “Carpintero de Guayaquil”.- Esta especie aumentaría su rango de distribución para el escenario 2050 y 2070 (36% en ambos casos). Esta ave ampliaría considerablemente su distribución en el ecosistema de matorral seco especialmente cercano al parque Nacional Machalilla, además en el sur del Ecuador amplía su distribución hacia las zonas de transición entre bosque deciduo

y bosque montano. Finalmente se observa que las poblaciones del bosque húmedo tropical del Chocó y de la transición hacia el piemontano occidental desaparecen en las proyecciones futuras (**Figura 24**).

Para esta especie, la variable bio11 (temperatura promedio en el trimestre más frío) es la más importante en el modelo. Los desplazamientos y expansión de su distribución, se dan mayoritariamente hacia zonas con altas temperaturas promedio. Es probable que, su preferencia por bosques secundarios en ecosistemas de matorral seco y bosque deciduo expliquen esta expansión. En Ecuador los bosques de la región litoral han sido los más castigados por la degradación, y la vegetación natural ha sido severamente fragmentada por efecto antrópico. Estas condiciones más secas parecen explicar la ampliación de su rango geográfico en el futuro.

Las predicciones de este estudio concuerdan con los criterios de Freile y Poveda (2019), tanto al señalar la idoneidad de hábitat para los sectores del occidente de la cordillera andina como al mencionar que las predicciones de cambio pronostican un aumento considerable en su distribución. Todo ello a pesar de la pérdida de su hábitat y su posible declive (BirdLife International, 2019). No obstante, la extinción de las poblaciones del norte, más cercanas al bosque húmedo tropical del Chocó, parece inevitable, por estar altamente fragmentadas y aisladas en pequeñas áreas sin conectividad con otras poblaciones. (Parker y Carr, 1992). Finalmente, y aunque su presencia en áreas protegidas aumenta en las proyecciones futuras (102 y 151%) (**Figura 13**), algunas poblaciones como la localizada al sur de la reserva Ecológica Mache-Chindul presentan alto riesgo de extinción (**Figura 24**).



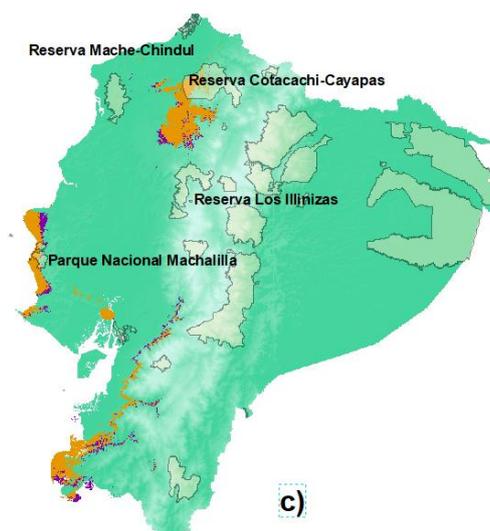


Figura 24. Predicciones de maxent (0.6 – 1) para *C. gayaquilensis* con detalle del solapamiento de su distribución con áreas protegidas. a) Modelo actual b) Escenario 2050 en azul sobre modelo actual y c) escenario 2070 en amarillo sobre 2050.

Cephalopterus penduliger “Pájaro paraguas”.- Esta especie extendería ligeramente su rango de distribución para el escenario 2050 y 2070, su tasa de cambio es positiva con un incremento del 10 y 9% respectivamente (**Tabla 3**). Este cambio se daría en el ecosistema de bosque decíduo, piemontano y montano occidental, muy especialmente en poblaciones al norte y sur de la reserva Cotacachi-Cayapas en la provincia de Esmeraldas. Al sur del Ecuador, en las provincias de Loja y el Oro, la situación es inversa y las poblaciones experimentarían una contracción de su distribución en las proyecciones futuras, hasta el punto que estas, desaparecerían según las proyecciones para 2070 (**Figura 25**).

La variable precipitación del trimestre más frío (bio19) es la más influyente para ambas proyecciones futuras de *C. penduliger*, contrariamente a lo ocurre para la predicción actual, en la cual la variable más importante fue la estacionalidad de la temperatura (bio04). La respuesta al cambio climático de esta especie consistiría en un desplazamiento de las poblaciones hacia zonas de mayor precipitación en 2050 y 2070. Este criterio concuerda con Jahn *et al.*, (2002) quienes mencionan la predilección de esta especie por hábitats húmedos y lluviosos con abundancia de anfibios, reptiles y frutos de palma para su dieta. Además, según lo sugerido por Ridgely y Tudor (1994), los machos abandonarían sus actuales sitios de “lek” en períodos muy secos debido a la escasez de alimentos, provocando el desplazamiento de las poblaciones.

Finalmente, cabe destacar que, en las proyecciones futuras 2050 y 2070, esta especie expande notablemente su rango de distribución dentro de las áreas protegidas (>200%) (**Figura 13**). No obstante en la provincia de Esmeraldas,

especialmente por el aprovechamiento de aceite de palma y cultivos de banano, las tasas anuales de deforestación en las tierras bajas (<300 msnm) y la pérdida acumulada de bosque primario han sido muy altos (>38%) durante la última década (Cárdenas, 2007). Debido a que los modelos señalan una expansión de la especie hacia zonas más húmedas, con una proporción considerable fuera de SNAP, la estrategia de manejo para esta especie debería contemplar la adecuada gestión de las zonas contiguas a las reservas Cotacachi-Cayapas e Illinizas, refugios actuales y futuros para esta ave.

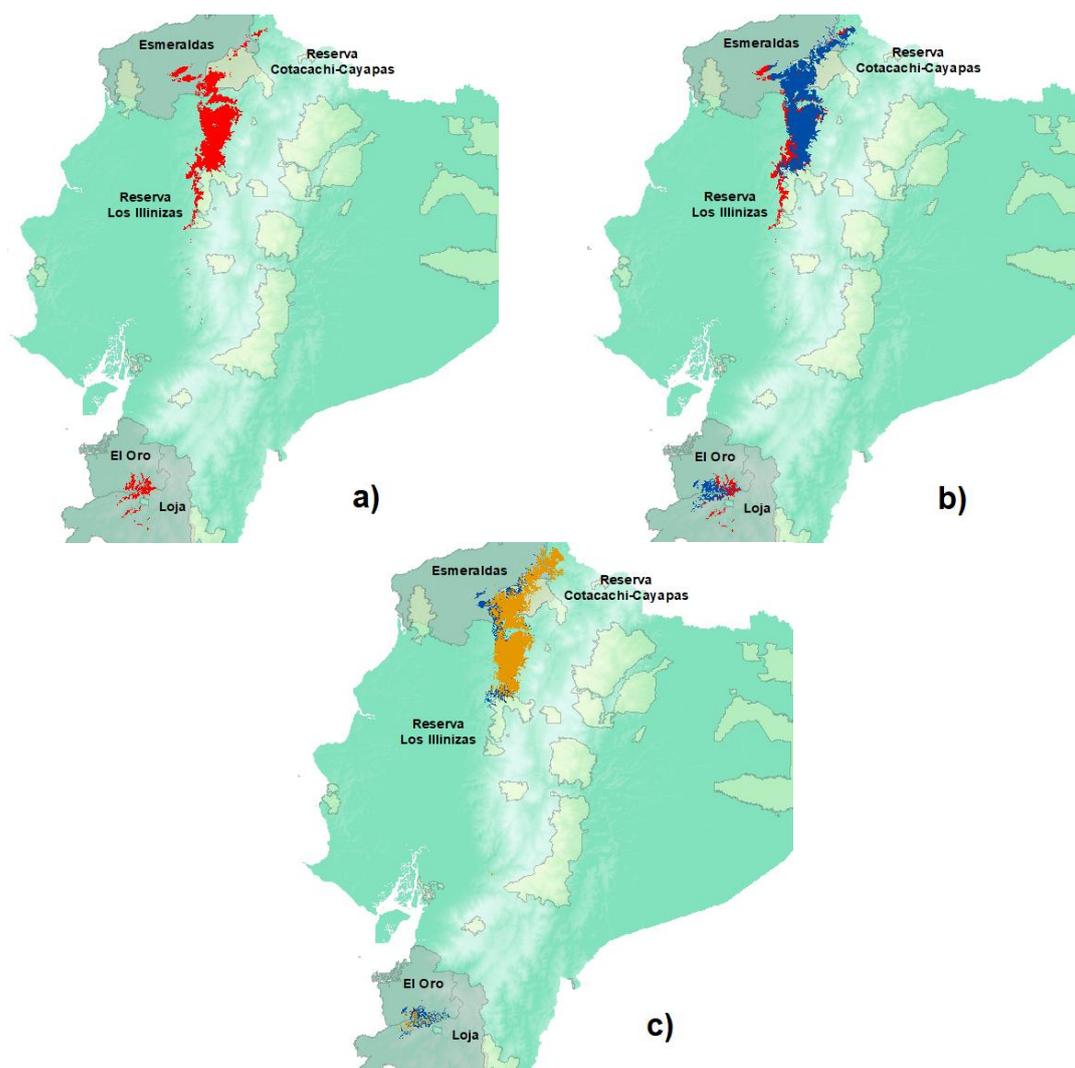


Figura 25. Predicciones de maxent (0.6 – 1) para *C. penduliger* con detalle del solapamiento de su distribución con áreas protegidas. a) Modelo actual b) Escenario 2050 en azul sobre modelo actual y c) escenario 2070 en amarillo sobre 2050.

Pyrrhura albipectus “Perico pechiblanco”.- Esta especie presentaría una tasa de cambio negativa. Es decir, la superficie de su distribución se contraería en torno al 12% para el escenario 2050, tendencia que disminuye levemente en 2070 (8%) (Figura 12). Dicho detrimento en las proyecciones futuras se produce en ambos casos sobre los dominios actuales de bosque montano y pie montano orientales, en

las provincias de Morona Santiago y Zamora Chinchipe. En las proyecciones futuras la variable con más peso es la precipitación del trimestre más cálido (bio18), factor que podría explicar la disminución de su rango geográfico hacia sectores con menor precipitación.

Estas predicciones coinciden con los criterios de Freile y Poveda (2019) quienes observan también una disminución en la distribución de *P. albipectus*, especialmente en las poblaciones del norte de la provincia de Morona Santiago. Cabe destacar que nuestras predicciones futuras para 2050 muestran la aparición de zonas idóneas para su presencia hacia el centro del Ecuador, específicamente hacia el sur del Parque Nacional Llanganates y norte del Parque Nacional Sangay (**Figura 26**). La ocupación de esta nueva área, de producirse, ampliaría considerablemente su rango de distribución histórica. El que no existan registros actuales para esta especie cerca de estas zonas y que para el escenario 2070 estas áreas apropiadas para la especie no aparezcan, indican que es muy poco probable la aparición de poblaciones de esta especie en el centro de Ecuador.

Aunque los datos de distribución sugerían que este perico no estaba amenazado (NT) (Navarrete, 2003), el presente trabajo indica que para 2070 se podría producir una alarmante pérdida (69%) de su presencia en áreas protegidas. Esta predicción, junto al impacto del desarrollo minero del sector sur del Ecuador y la destrucción del hábitat y bosques de la zona tropical superior al este de los Andes, parecen indicar un marcado descenso de sus poblaciones en el futuro.

Estas perspectivas negativas podrían atenuarse a través del establecimiento de “bosques protectores” (zonas de dominio público o privado que tienen como función la conservación del agua, suelo, flora y fauna) de carácter local, parroquial y privado en la región sur oriental de Ecuador. Actualmente casi una decena de bosques protectores constituyen corredores naturales entre subpoblaciones de esta y otras especies de fauna y flora de la cordillera sur del país. En este sentido esta especie también se verá beneficiada ante las políticas de aumento de las áreas protegidas del patrimonio natural del estado que han tenido lugar en los últimos años (Zárate, 2013).

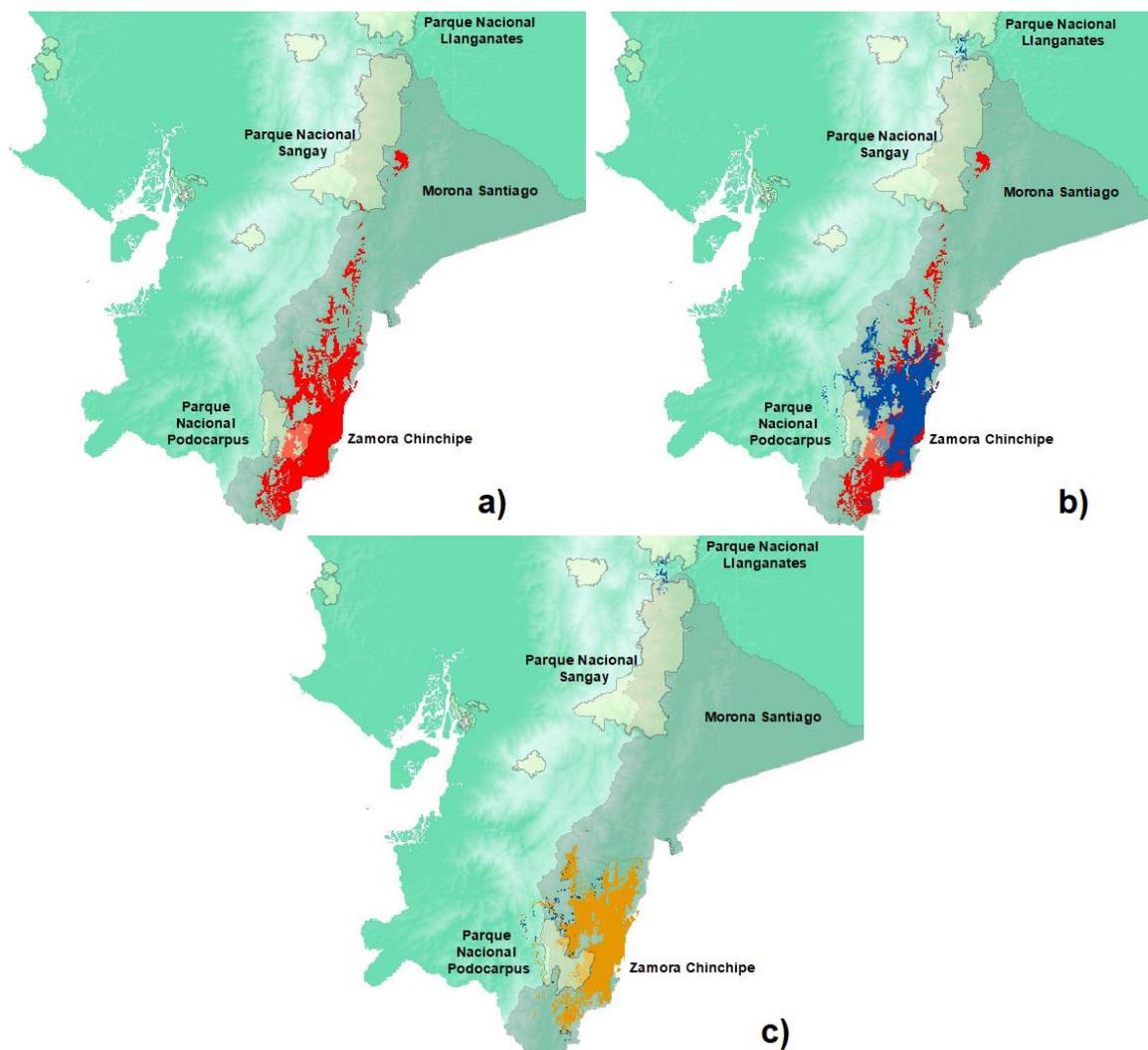


Figura 26. Predicciones de maxent (0.6 – 1) para *P. albipectus* con detalle del solapamiento de su distribución con áreas protegidas. a) Modelo actual b) Escenario 2050 en azul sobre modelo actual y c) escenario 2070 en amarillo sobre 2050.

Ramphastos ambiguus “Tucán de garganta amarilla”.- Esta ave obtiene la tasa de cambio más alta de todas las especies tratadas (68%), mostrando una considerable expansión de su superficie de distribución para el escenario 2050 (**Tabla 3**). La variable con más peso en los escenarios futuros fue la estacionalidad de la precipitación (bio15), lo que podría explicar el patrón de desplazamiento hacia zonas donde la variación estacional de la precipitación es menor.

Aunque las proyecciones de esta especie exhiben una expansión del rango de distribución, las poblaciones de las provincias de Cotopaxi y Bolívar, que ocupan el bosque piemontano occidental desaparecerían. Actualmente, estas parecen conectar poblaciones del norte y sur del Ecuador permitiendo el flujo génico entre ambas. Por otro lado, las poblaciones al sur del Parque Nacional Machalilla y las de la provincia del Guayas se verían ampliadas. Finalmente, es evidente el declive que sufrirían las poblaciones del sur oriente, específicamente para la subespecie más

rara *R. a. ambiguus*. Este taxón vería muy fragmentada su conectividad con las poblaciones del norte del Ecuador, para la que el Parque Nacional Sumaco, constituye un refugio imprescindible. (Figura 27).

Los resultados de este estudio no concuerdan con los obtenidos por Arzuza y Olmedo (2019) quienes estiman una considerable expansión para la subespecie *R. a. ambiguus* en el norte de la provincia de Sucumbíos, en la que existe un único registro para esta especie. Estas diferencias se deben probablemente al escenario de emisiones utilizado (RCP 2.6 vs. 6.0 en este estudio), al uso de sólo 4 variables bioclimáticas y al umbral utilizado al reclasificar los mapas binarios (0.2 vs. 0.6 en este estudio).

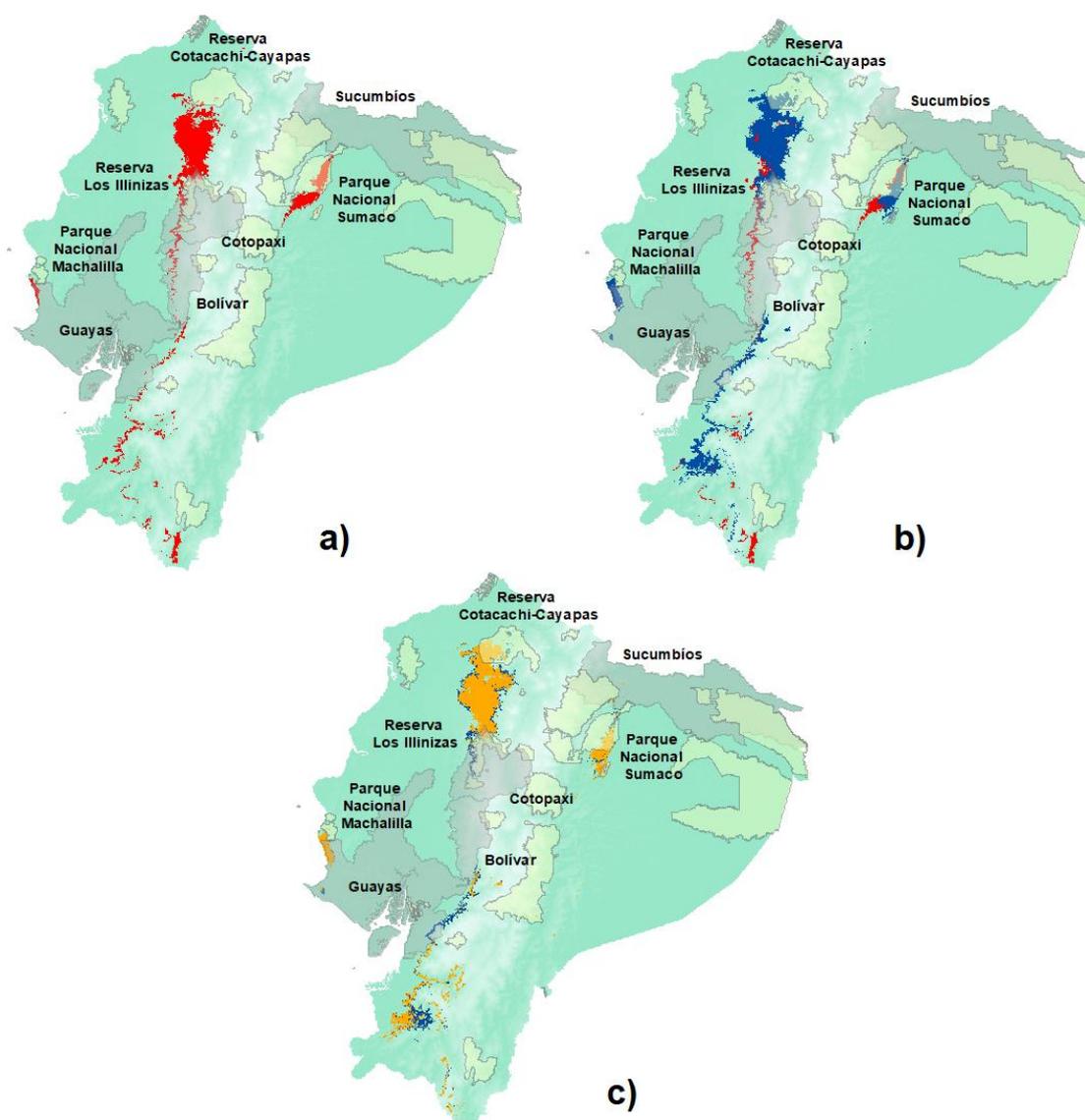


Figura 27. Predicciones de maxent (0.6 – 1) para *R. ambiguus* con detalle del solapamiento de su distribución con áreas protegidas. a) Modelo actual b) Escenario 2050 en azul sobre modelo actual y c) escenario 2070 en amarillo sobre 2050.

Fragmentación y efecto de borde.- En cuanto a la fragmentación de hábitat, podemos indicar que dos especies *A. laminirostris* y *P. albipectus* muestran todos los síntomas de afección por un efecto de borde y fragmentación de hábitat creciente (**Tabla 4**):

a) La disminución del tamaño medio y un aumento del número de los fragmentos de hábitat resultantes, tendencia que reduciría progresivamente el tamaño de las poblaciones albergadas por cada uno de los fragmentos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual serían inviables.

b) Aumento de la distancia entre fragmentos, con la consiguiente dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas, así como para recuperarse, por recolonización, de una eventual extinción local.

c) Por último, se registra una disminución de la relación superficie/perímetro y, por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos. Esto conllevaría a una exposición creciente al efecto de borde, que originaría un deterioro de la calidad del hábitat en regresión y afectaría negativamente a las poblaciones acantonadas en los fragmentos (**Figura 28**).

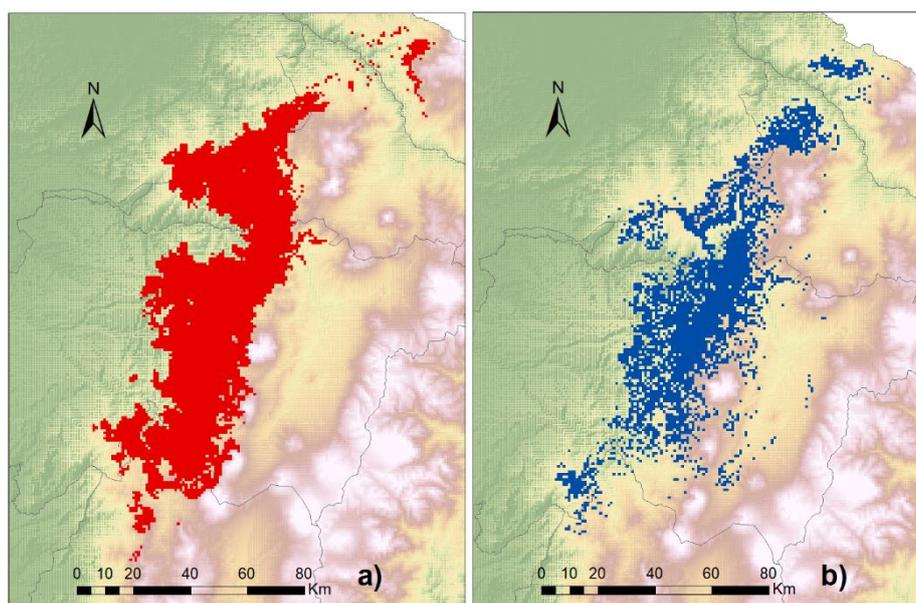


Figura 28. Fragmentación de hábitat progresiva en dos escenarios a) actual y b) 2050 para *A. laminirostris*.

VII. CONCLUSIONES E IDEAS FUTURAS

Los datos y mapas obtenidos en este trabajo, a través de los modelos de distribución actual y futura, permiten extraer las siguientes conclusiones:

- *A. laminirostris*, *P. albipectus* y la subespecie *R. a. ambiguus* experimentan una reducción de sus áreas de distribución en las proyecciones futuras, mientras que la tasa de cambio es positiva para *C. gayaquilensis*, *C. penduliger* y *R. a. swainsonii*.
- *A. laminirostris*, *P. albipectus* y la subespecie *R. a. ambiguus* experimentan una reducción de sus áreas de distribución en las proyecciones futuras, mientras que la tasa de cambio es positiva para *C. gayaquilensis*, *C. penduliger* y *R. a. swainsonii*.
- Actualmente *R. ambiguus* exhibe el mayor solapamiento con el SNAP (13% de su distribución), mientras que *P. albipectus* tiene la menor superficie dentro de estas áreas (3%). Analizando las proyecciones futuras, las tasas de cambio son positivas, con aumento de su distribución en áreas protegidas, para *C. gayaquilensis* (36% en 2070), *C. penduliger* (9%) y *R. ambiguus* (13%). Para estas aves, las actuales áreas protegidas de Ecuador se muestran como herramientas útiles para la conservación a largo plazo, mientras que las tasas de cambio son negativas para *A. laminirostris* (30%) y *P. albipectus* (8%), lo que podría traducirse en un mayor grado de amenaza en el futuro.
- La comparación de la superficie actual y futura modelada para cada especie permite una aproximación a las estrategias que emplearían estas aves frente al cambio climático. *A. laminirostris* elevaría en altitud su rango de distribución, buscando los bosques nublados con epífitas, musgos y bromelias. Por su parte, *C. gayaquilensis* se desplazaría hacia zonas con aumento de temperatura por su predilección a matorrales secos y bosques deciduos. *C. penduliger* se trasladaría hacia zonas con mayor precipitación en busca de hábitats más húmedos, al contrario de lo que sucedería con *P. albipectus* que, al sur del Ecuador, se trasladaría hacia zonas con menor precipitación. Finalmente, *R. ambiguus* se movería hacia áreas donde la variación estacional de la precipitación es menor, probablemente buscando bosques donde la fenología de fructificación sea más regular y, por lo tanto, predecible.
- Dos especies de aves (*A. laminirostris* y *P. albipectus*) exhiben una acusada fragmentación y reducción de sus hábitats óptimos en las proyecciones futuras (disminución del tamaño medio de los fragmentos, aumento de su número y distancia entre ellos) con el consiguiente incremento en el efecto de borde sobre sus poblaciones.
- Los resultados obtenidos ilustran la compleja naturaleza de los cambios de distribución de las especies frente al cambio climático y enfatizan la necesidad de un análisis detallado de los requisitos ecológicos de cada especie para

construir predicciones más precisas a partir de modelos más complejos. Por tanto, como idea de futuro, podría ser de mucha utilidad la fusión de capas bioclimáticas con mapas de uso de suelo, topográficos, de cuencas hidrográficas y vegetación original, lo que permitiría hacer predicciones más robustas.

VIII. AGRADECIMIENTOS

Quiero tomar estas líneas para expresar mi gratitud y reconocimiento a todas las personas e instituciones que apoyaron, de una u otra forma, la construcción de este proyecto de fin de Máster.

En primer lugar, agradezco a nuestra matriz y protectora. Esta investigación está dedicada a la Madre Tierra, cuya infinita perfección es la fuente inspiradora para continuar cada paso de mi preparación académica.

A mis tutores Juan Carlos Rando y Aarón González, por su tiempo, disposición, y respaldo durante la redacción del proyecto. Muchos de sus aportes, comentarios, observaciones y correcciones están plasmados en gran parte del texto aquí presentado.

Al Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales “MECN” y al museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica de Quito “QCAZ”, por haber facilitado algunos de los registros, así como la validación y referencias geográficas de algunos datos.

Deseo reconocer el trabajo de todos mis compañeros y asistentes de campo, quienes se entregaron sin reparo a agotadoras jornadas en el bosque, durante la ejecución de varios proyectos de investigación en Ecuador y de los cuales se han obtenido varios de los registros usados en este trabajo.

A mis padres y hermanos, por su apoyo, ejemplo y valores que me permiten cumplir con excelencia cada desafío y meta que me he propuesto.

Un agradecimiento especial para Ana Julia Yanase de Rezende, por su motivación durante el proceso de redacción de este trabajo y su valiosa contribución y sugerencias en el diseño, formato del documento y sistematización de tablas y figuras.

Finalmente, quiero reconocer al programa de becas de Fundación Carolina, por facilitar mi estancia en Tenerife (España) y permitirme cumplir con éxito la titulación en la Universidad de La Laguna.

IX. REFERENCIAS

- AGUADO, O. y ESCALANTE, T. (2015). Cambios en los patrones de endemismo de los mamíferos terrestres de México por el calentamiento global. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 99-110. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.46637>
- ANDERSON, R. P. (2012). Harnessing the world's biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1260, 66-80. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06440.x>
- ANDERSON, R. P. (2013). A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297(1), 8-28. <http://dx.doi.org/10.1111/nyas.12264>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2019) IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/01/2019.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2019). Country profile: Ecuador. Available from <http://www.birdlife.org/datazone/country/ecuador>. Checked: 2019-02-11
- BROWN, J. L. & YODER, A. D. (2015). Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, 5(6), 1131-1142. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1418>
- CÁRDENAS, A. (2007). Análisis multitemporal de cobertura vegetal y uso del suelo para la Ventana Binacional Ecuador, período 1998 - 2007, Proyecto "Diseño del SIMSA - CCCM".
- CHENG, I.C., HILL, J.K., OHLEMULLER, R., ROY, D.B., THOMAS, C.D. (2011). Rapid range shift of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333, 1024-1026. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1206432>
- DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. (2002). *Handbook of the Birds of the World*, vol. 7: Jacamars to Woodpeckers. Lynx Editions, Barcelona, Spain.
- EHRLÉN, J. & MORRIS, W. F. (2015). Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, 18(3), 303-314. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12410>
- 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(1), 43-57. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.

- FERRIER S & A GUISAN (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43: 393-404.
- FICK, S.E. AND R.J. HIJMANS, (2017). Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*.
- FJELDSÅ, J.; KRABBE, N. (1990). *Birds of the high Andes*. Apollo Books, Copenhagen.
- FOUQUET, A., FICETOLA, G. F., HAIGH, A. & GEMMELL, N. (2010). Using ecological niche modelling to infer past, present and future environmental suitability for *Leiopelm hochstetteri*, an endangered New Zealand native frog. *Biological Conservation*, 143(6), 1375–1384. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.01>
- FRANKLIN, J. (2009). *Mapping Species Distribution. Spatial Inference and Prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- FRANKLIN, J., DAVIS, F. W., IKEGAMI, M., SYPHARD, A. D., FLINT, L. E., FLINT, A. L. & HANNAH, L. (2013). Modeling plant species distributions under future climates: how fine scale do climate projections need to be. *Global Change Biology*, 19(2), 473–483. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12051>
- FREILE, J. F., POVEDA, C. (2018). *Aves del Ecuador. Versión 2018.0*. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador PUCE.
- GRANIZO, T., PACHECO, C., RIBADENEIRA, M. B., GUERRERO, M., SUÁREZ, L. (Eds.). (2002). *Libro rojo de las aves del Ecuador. SIMBIOE /Conservación Internacional/ EcoCiencia /Ministerio del Ambiente/UICN. Serie Libros Rojos del Ecuador, tomo 2*. Quito, Ecuador.
- GREENEY, H.F., MCLEAN, A., BUCKER, A.D.L., GELIS, R.A., CABRERA, D. AND SORNOZA, F. (2006). Nesting biology of the long-wattled umbrellabird (*Cephalopterus penduliger*), part I: incubation. *Ornitología Neotropical* 17(3): 395-401.
- 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(15), 1965–1978. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1276>
- HILTY, S. L.; BROWN, W. L. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: 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.

- JAHN, O.; MOORE, J. V.; VALENZUELA, P. M.; KRABBE, N.; COOPMANS, P.; LYSINGER, M.; RIDGELY, R. S. (2002). The Birds of Northwest Ecuador Volume II: the lowlands and lower foothills. John V. Moore Nature Recordings, San Jose, USA.
- JIGGINS, C. D.; ANDRADE, P.; CUEVA, E.; DIXON, S.; ISHERWOOD, I.; WILLIS, J. (1999). The conservation of three forests in southwest Ecuador: Reserva Natural El Tundo, Hacienda Jujal and Tambo Negro.
- JUNIPER, T.; PARR, M. (1998). Parrots: a guide to the parrots of the world. Pica Press, Robertsbridge, UK.
- KARUBIAN, J., CASTANEDA, G., FREILE, J.F., SALAZAR, R.T., SANTANDER, T. AND SMITH, T.B. (2003). Nesting biology of a female long-wattled umbrellabird *Cephalopterus penduliger* in northwestern Ecuador. Bird Conservation International 13(4): 351-360.
- MACARTHUR, R.H. Y WILSON, E.O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, N.Jersey.
- MARTÍNEZ, E. (2010). Apuntes sobre modelación de nichos ecológicos. México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- MATEO RG. (2008). Modelos predictivos de riqueza de diversidad vegetal. Comparación y optimización de métodos de modelado ecológico. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.
- MATEO, R., FELICÍSIMO, Á. & MUÑOZ, J. (2011). Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. Revista Chilena de Historia Natural, 84, 217–240. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- MCMULLAN, M., NAVARRETE, L., & FUNDACIÓN DE CONSERVACIÓN JOCOTOCO. (2017). Fieldbook of the birds of Ecuador including the Galapagos Islands.
- NARAYANI BARVE, VIJAY BARVE, ALBERTO JIMÉNEZ-VALVERDE, ANDRÉS LIRA-NORIEGA, SEAN P. MAHER, A. TOWNSEND PETERSON, JORGE SOBERÓN, FABRICIO VILLALOBOS (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. Ecological Modelling 222. 1810–1819.
- NAVARRETE, L. (2003). Neotropical Notebook: White-breasted parakeet *Pyrrhura albipectus*: a new record for Peru. Cotinga 19: 79.
- OLMEDO, I (2019). *Andigena laminirostris* En: Freile, J. F., Poveda, C. 2019. Aves del Ecuador. Versión 2019.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

- PARKER, T. A.; CARR, J. L. (1992). Status of forest remnants in the Cordillera de la Costa and adjacent areas of southwestern Ecuador (Rapid Assessment Program). Conservation International, Washington, D.C.
- PEARSON, R. G. (2007). Species Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation*, 3, 54–89.
- PETERSON, A. T. & LIEBERMAN, B. S. (2012). Species' Geographic Distributions through Time: Playing Catch-up with Changing Climates. *Evolution: Education and Outreach*, 5(4), 569–581. <http://dx.doi.org/10.1007/s12052-012-0385-2>
- PHILLIPS, S. J. (2010). A Brief Tutorial on Maxent. *Lessons in Conservation*, 3, 107–135.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P. & SCHAPIRE, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231–259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., SEXTON, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246752>
- PLISCOFF, P. & FUENTES-CASTILLO, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48, 61–79. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022011000100005>
- RESTALL, R.; RODNER, C.; LENTINO, M. (2006). *Birds of northern South America: an identification guide. Volume 1: species accounts.* Christopher Helm, London.
- RIAHI K., RAO, S., KREY, V., CHO, C., CHIRKOV, V., FISCHER, G., KINDERMANN, G., NAKICENOVIC, N. & RAFAJ, P. (2011). A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, 109: 33–57. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
- RIDGELY, R. S., GREENFIELD, P. J., COOPMANS, P., KALIL, G., & ACADEMY OF NATURAL SCIENCES OF PHILADELPHIA. (2006). *Aves del Ecuador: Guía de campo.* Quito: Fundación de Conservación Jocotoco.
- RIDGELY, R.S. AND TUDOR, G. (1994). *The birds of South America.* University of Texas Press, Austin, Texas.
- ROBINSON, T. P., VAN KLINKEN, R. D. & METTERNICHT, G. (2010). Comparison of alternative strategies for invasive species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 221(19), 2261–2269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.04>

- SANTOS, T. TELLERÍA J.L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15 (2): 3-12.
- SÄRKINEN, T., GONZALES, P. & KNAPP, S. (2013). Distribution models and species discovery: the story of a new *Solanum* species from the Peruvian Andes. *PhytoKeys*, 20(31), 1–20. <http://dx.doi.org/10.3897/phytokeys.31.6312>
- SHANNON, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(July 1928), 379–423. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- SNYDER, N.; MCGOWAN, P.; GILARDI, J.; GRAJAL, A. (2000). Parrots: status survey and conservation action plan 2000-2004. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- SOBERÓN, J. & PETERSON, A. T. (2004). Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B 35, 689-698. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1439>
- SWENSON NG. (2008). The past and future influence of geographic information systems on hybrid zone, phylogeographic and speciation research. *Journal of Evolutionary Biology* 21: 421-434.
- TOVAR, C., ARNILLAS, C. A., CUESTA, F. & BUYTAERT, W. (2013). Diverging responses of tropical Andean biomes under future climate conditions. *PloS One*, 8(5), e63634.
- VARELA, S., LOBO, J. M. & HORTAL, J. (2011). Using species distribution models in paleobiogeography: A matter of data, predictors and concepts. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 310(3-4), 451-463.
- WHITTAKER, R.J. & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. (2007). *Island Biogeography. Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press.
- WINKLER, H.; CHRISTIE, D. A.; NURNEY, D. 1995. *Woodpeckers: a guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the world*. Pica Press, Robertsbridge, U.K.
- YOUNG, B.E., FRANKE, I. & HERNANDEZ, P. (2009). Using spatial models to predict areas of endemism and gaps in the protection of Andean slope birds. *The Auk*, 126(3), 554-565.
- ZÁRATE K. C. (2013). *Manual para la Gestión Operativa de las Áreas Protegidas de Ecuador*. MAE, USAID.

Anexos

Anexo 1. Registros de presencia de *A. laminirostris* usados para el modelado

Especie	Latitud	Longitud	Localidad	Datum	Dataset
<i>Andigena laminirostris</i>	0.003433	-78.691152	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.109647	-78.796521	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.168278	-78.709231	Pichincha	WGS84	Macaulay
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.049224	-78.776822	Pichincha	WGS84	inaturalist
<i>Andigena laminirostris</i>	0.07993	-78.886	Pichincha	WGS84	PUCE
<i>Andigena laminirostris</i>	0.321968	-78.787003	Imbabura	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	0.242267	-78.458881	Imbabura	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.020999	-78.684424	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.051046	-78.778393	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	0.21635	-78.464375	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Andigena laminirostris</i>	0.82798	-78.291364	Carchi	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	0.118575	-78.611544	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.022269	-78.736835	Pichincha	WGS84	PUCE
<i>Andigena laminirostris</i>	0.634448	-78.038635	Carchi	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	0.8305	-78.2219	Carchi	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	0.82697	-78.03288	Carchi	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	1.1525	-77.992833	Carchi	WGS84	S. Varela
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.016544	-78.687912	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	0.114006	-78.570222	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.040057	-78.635956	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-1.890155	-78.928485	Chimborazo	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.062576	-78.773593	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	0.837637	-78.227667	Carchi	WGS84	MECN
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.299136	-79.052596	Santo Domingo	WGS84	MECN
<i>Andigena laminirostris</i>	0.02575	-78.632389	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.087945	-78.592458	Pichincha	WGS84	MECN
<i>Andigena laminirostris</i>	0.003736	-78.691161	Pichincha	WGS84	PUCE
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.054862	-78.725007	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.021685	-78.647278	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.015922	78.681206	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Andigena laminirostris</i>	0.916966	-78.1207	Carchi	WGS84	Xeno-canto
<i>Andigena laminirostris</i>	0.3446	-78.4347	Imbabura	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	1.530167	-77.577139	Carchi	WGS84	EOD
<i>Andigena laminirostris</i>	-0.068914	-78.588906	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Andigena laminirostris</i>	0.02228	-78.890902	Pichincha	WGS84	EOD

Dataset: (EOD) eBird Observation Dataset; Macaulay Library Audio and Video Collection; iNaturalist Research-grade Observations, (PUCE) Pontificia Universidad Católica del Ecuador; (MECN) Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales.

Anexo 2. Registros de presencia de *C. gayaquilensis* usados para el modelado

Especie	Latitud	Longitud	Localidad	Datum	Dataset
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.168177	-79.134432	Pichincha	WGS84	iNaturalist
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.070072	-78.601611	Pichincha	WGS84	RAP
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-2.181181	-80.021064	Guayas	WGS84	RAP
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.143189	-79.134678	Pichincha	WGS84	FMNH
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-5.702278	-79.732417	Perú	WGS84	Xeno-canto
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.048923	-78.767424	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-3.653953	-79.768028	El Oro	WGS84	S. Varela
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.195715	-78.872115	Pichincha	WGS84	Macaulay
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-3.625778	-79.754277	El Oro	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-4.673419	-79.855617	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.411583	-79.313	Santo Domingo	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-4.366667	-79.9	El Oro	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-3.482724	-79.726143	El Oro	WGS84	S. Varela
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-4.228871	-80.314061	Loja	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.845845	-80.743785	Santa Elena	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.321968	-78.787003	Imbabura	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.675868	-80.796141	Manabí	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.20874	-78.736954	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-4.369711	-80.260504	Loja	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-2.190322	-79.977531	Guayas	WGS84	Xeno-canto
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.062765	-78.774269	El Oro	WGS84	PUCE
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.676322	-80.813618	Manabí	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.526068	-79.212824	Esmeraldas	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-3.81667	-80.1833	Perú	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-3.824887	-80.261435	Perú	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.070872	-80.8891	Manabí	WGS84	MECN
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.808538	-80.683862	Santa Elena	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	1.183095	-78.753382	Esmeraldas	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.556231	-80.808949	Manabí	WGS84	Xeno-canto
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	0.051764	-78.902512	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.588807	-79.363587	Los Ríos	WGS84	iNaturalist
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-1.759798	-80.690668	Santa Elena	WGS84	EOD
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-2.155901	-79.975748	Guayas	WGS84	S. Varela
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.299136	-79.052596	Santo Domingo	WGS84	Xeno-canto
<i>Campephilus gayaquilensis</i>	-0.11602	-80.12455	Manabí	WGS84	iNaturalist

Dataset: (RAP) Rapid Assessment Program - Biodiversity Survey Database; (EOD) eBird

Observation Dataset; Macaulay Library Audio and Video Collection; iNaturalist Research-grade Observations, (FMNH) Field Museum of Natural History (Zoology) Bird Collection, (PUCE) Pontificia Universidad Católica del Ecuador; (MECN) Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales.

Anexo 3. Registros de presencia de *C. penduliger* usados para el modelado

Especie	Latitud	Longitud	Localidad	Datum	Dataset
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.756494	-79.781095	El Oro	WGS84	iNaturalist
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.103415	-78.844957	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.799415	-79.610058	El Oro	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.648443	-79.75561	El Oro	WGS84	S. Varela
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.653953	-79.768028	El Oro	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.03193	-78.87659	Pichincha	WGS84	iNaturalist
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.025148	-78.757982	Pichincha	WGS84	GNM
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.16546	-78.847514	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.077419	-78.769333	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.102616	-78.661774	Pichincha	WGS84	SBNMH
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.05492	-78.86113	Pichincha	WGS84	GNM
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.046045	-78.877404	Pichincha	WGS84	GNM
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.31026	-78.85736	Pichincha	WGS84	GNM
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.05295	-78.843108	Pichincha	WGS84	SBNMH
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.166125	-78.878878	Pichincha	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.059341	-78.909545	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.526068	-79.212824	Esmeraldas	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.648546	-79.751694	El Oro	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.848474	-78.782272	Esmeraldas	WGS84	SBNMH
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.947528	-78.557739	Esmeraldas	WGS84	SBNMH
<i>Cephalopterus penduliger</i>	3.927278	-76.67925	Colombia	WGS84	Xeno-canto
<i>Cephalopterus penduliger</i>	1.290098	-78.026619	Colombia	WGS84	Xeno-canto
<i>Cephalopterus penduliger</i>	3.834444	-76.889167	Colombia	WGS84	Xeno-canto
<i>Cephalopterus penduliger</i>	1.286322	-78.063097	Colombia	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.3592	-79.7006	Esmeraldas	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.112778	-78.989722	Pichincha	WGS84	RAP
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.160629	-78.849928	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.583842	-79.460506	Esmeraldas	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	1.333833	-78.065	Colombia	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	0.122778	-78.994167	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-3.6501	-79.7667	El Oro	WGS84	EOD
<i>Cephalopterus penduliger</i>	-0.019	-78.749	Sachatamia	WGS84	S. Varela

Dataset: (RAP) Rapid Assessment Program - Biodiversity Survey Database; (EOD) eBird Observation Dataset; iNaturalist Research-grade Observations, (GNM) Vertebrates of the Gothenburg Natural History Museum, (PUCE) Pontificia Universidad Católica del Ecuador; (MECN) Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, (SBMNH) Santa Barbara Museum of Natural History.

Anexo 4. Registros de presencia de *P. albipectus* usados para el modelado

Especie	Latitud	Longitud	Localidad	Datum	Dataset
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.032103	-79.003742	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.087048	-78.957882	Zamora Chinchipe	WGS84	ORN
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.927158	-78.622689	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.35561	-79.016281	Zamora Chinchipe	WGS84	AMNH
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.109479	-78.96595	Zamora Chinchipe	WGS84	S. Varela
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.494884	-79.132547	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-2.31883	-78.11727	Morona Santiago	WGS84	Xeno-canto
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.248805	-78.659421	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.47871	-79.145693	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.92547	-78.61674	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.04329	-78.857878	Zamora Chinchipe	WGS84	AMNH
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.887778	-79.182611	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.548019	-79.129715	Zamora Chinchipe	WGS84	iNaturalist
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.2565	-78.9916	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.242163	-78.670778	Zamora Chinchipe	WGS84	iNaturalist
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.083	-78.8588	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.072854	-78.367531	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-2.34	-78.05	Morona Santiago	WGS84	AMNH
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.99389	-78.842311	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.357172	-78.974072	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.288493	-78.975778	Zamora Chinchipe	WGS84	Xeno-canto
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.036	-78.58	Zamora Chinchipe	WGS84	ORN
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.030835	-78.898494	Zamora Chinchipe	WGS84	ORN
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.22	-78.6	Zamora Chinchipe	WGS84	ORN
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.778914	-78.490764	Zamora Chinchipe	WGS84	S. Varela
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.760495	-78.50066	Zamora Chinchipe	WGS84	S. Varela
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.036355	-78.922911	Zamora Chinchipe	WGS84	S. Varela
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.043172	-78.594093	Zamora Chinchipe	WGS84	Xeno-canto
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.993469	-78.867416	Zamora Chinchipe	WGS84	Xeno-canto
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-2.348595	-78.038579	Morona Santiago	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.203194	-78.597119	Zamora Chinchipe	WGS84	iNaturalist
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.378676	-78.052002	Zamora Chinchipe	WGS84	PUCE
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-2.309903	-78.068029	Morona Santiago	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-3.79164	-78.493938	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD
<i>Pyrrhura albipectus</i>	-4.058884	-78.555881	Zamora Chinchipe	WGS84	EOD

Dataset: (AMNH) American Museum of Natural History, (EOD) eBird Observation Dataset, iNaturalist Research-grade Observations, (PUCE) Pontificia Universidad Católica del Ecuador, (MECN) Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, (ORN) Academy of Natural Sciences of Philadelphia.

Anexo 5. Registros de presencia de *R. ambiguus* usados para el modelado

Especie	Latitud	Longitud	Localidad	Datum	Dataset
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.043375	-78.883897	Pichincha	WGS84	iNaturalist
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.671686	-77.599328	Napo	WGS84	iNaturalist
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.061669	-78.772874	Pichincha	WGS84	iNaturalist
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.144383	-79.142078	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.07158	-78.775372	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.216997	-79.47038	Azuay	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.653966	-79.767231	El Oro	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.217682	-79.469865	Azuay	WGS84	Xeno-canto
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.648546	-79.751694	El Oro	WGS84	AMNH
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.712868	-77.740489	Napo	WGS84	S. Varela
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.077419	-78.769333	Pichincha	WGS84	AMNH
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.049224	-78.776822	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.195715	-78.872115	Pichincha	WGS84	PUCE
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.051046	-78.778393	Pichincha	WGS84	GNM
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.677317	-77.597229	Napo	WGS84	GNM
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.669597	-79.7709	El Oro	WGS84	Xeno-canto
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.482724	-79.726143	El Oro	WGS84	Xeno-canto
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.215019	-78.916445	Pichincha	WGS84	iNaturalist
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.081649	-79.087425	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.048923	-78.767424	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-1.845817	-80.74323	Santa Elena	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.16546	-78.847514	Pichincha	WGS84	Xeno-canto
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.648443	-79.75561	El Oro	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-1.698812	-80.796633	Santa Elena	WGS84	GNM
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.033327	-78.868451	Pichincha	WGS84	S. Varela
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-1.70403	-80.775518	Santa Elena	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.704523	-79.947323	El Oro	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.143189	-79.134678	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.653953	-79.768028	El Oro	WGS84	Xeno-canto
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-0.687959	-77.736297	Napo	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.059341	-78.909545	Pichincha	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-3.482722	-79.724343	El Oro	WGS84	EOD
<i>Ramphastos ambiguus</i>	0.019655	-78.706934	Pichincha	WGS84	Xeno-canto

Dataset: (AMNH) American Museum of Natural History, (EOD) eBird Observation Dataset, iNaturalist Research-grade Observations, (PUCE) Pontificia Universidad Católica del Ecuador, (MECN) Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, (GNM) Vertebrates of the Gothenburg Natural History Museum.