



Efectos del cambio de cobertura vegetal en la distribución potencial de la Mosquera (*Croton wagneri* Müll. arg.) en la cuenca hidrográfica del río Mira, Ecuador

Effects of changes in vegetation cover on the potential distribution of Mosquera (*Croton wagneri* Müll. arg.) in the Mira River basin


AUTORÍA

Gabriel Jácome-Aguirre* 
Laboratorio de Geociencias y Medio Ambiente (GEOMA). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.

Grupo de Investigación de Ciencia en Red (eCIER). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.

Digna Farinango-Guatemala* 
Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.

Mónica León-Espinoza 
Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.

Oscar Rosales-Enríquez 
Laboratorio de Geomática. Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.
Grupo de Investigación de Ciencia en Red (eCIER). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador.

* Los dos primeros autores aportaron equitativamente en la investigación.

DOI

<https://doi.org/10.14198/INGEO.27083>

CITACIÓN

Jácome-Aguirre, G., Farinango-Guatemala, D., León-Espinoza, M., & Rosales-Enríquez, O. (2024). Efectos del cambio de cobertura vegetal en la distribución potencial de la Mosquera (*Croton wagneri* Müll. arg.) en la cuenca hidrográfica del río Mira, Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (82), 127-144. <https://doi.org/10.14198/INGEO.27083>

CORRESPONDENCIA


Gabriel Jácome-Aguirre
(gajacomea@utn.edu.ec)

HISTORIA

Recibido: 15 febrero 2024
Aceptado: 6 mayo 2024
Publicado: 10 julio 2024
(Publicación anticipada: 17 junio 2024)

TÉRMINOS

© Gabriel Jácome-Aguirre, Digna Farinango-Guatemala, Mónica León-Espinoza, Oscar Rosales-Enríquez

 Este trabajo se publica bajo una licencia [Creative Commons de Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

La cuenca hidrográfica del río Mira, ubicada al norte de Ecuador, es considerada un mosaico socio ecológico, sin embargo, las dinámicas productivas y económicas de la zona han sido las principales actividades que han puesto en riesgo su riqueza y endemismo. El presente estudio determina la influencia del cambio de cobertura vegetal en la distribución potencial de *Croton wagneri* Müll. arg. (Müller, 1872), mediante imágenes satelitales Landsat de los años 2010 y 2018, que fueron usados como insumos dentro de un modelo de máxima entropía (MaxEnt) junto con variables ambientales. Los resultados obtenidos evidenciaron que durante el periodo de estudio existieron pérdidas en la cobertura de bosque (2,26 %), vegetación arbustiva (3,24 %), vegetación xerofítica (1,72 %) y un incremento en los cultivos (3,73 %), pastizales (1,94 %) y zonas urbanas (0,38 %). Es así como los cambios de cobertura influyen significativamente en la distribución potencial de la especie, ya que las áreas con idoneidad muy alta en el periodo (2000-2010) ocupaban 0,80 % de la superficie, cubriendo parroquias como San Miguel de Ibarra, Ambuquí, Salinas, San Vicente de Pusir, Juan Montalvo y la Concepción, mientras que en el periodo (2010-2020) esta se redujo a 0,19 %. Es así como los resultados obtenidos destacan la importancia de implementar medidas de conservación para proteger la biodiversidad local.

Palabras clave: *Croton wagneri*; especie endémica; nicho ecológico; MaxEnt; cambios de cobertura vegetal; cuenca del río Mira.

Abstract

The Mira River basin is considered a socio-ecological mosaic. However, the productive and economic dynamics of the area have been the main activities that have endangered its richness and endemism. This study determines how changes in vegetation cover influence the potential distribution of *Croton wagneri* Müll. arg. (Müller, 1872), using Landsat satellite images of the years 2010 and 2018 as inputs in a maximum entropy model (MaxEnt), together with environmental variables. The results obtained show that during the study period there were losses of forest cover (2.26%), shrub vegetation (3.24%), xerophytic vegetation (1.72%) and an increase in crops (3.73%), pastures (1.93%) and urban areas (0.38%). This is how changes in land cover significantly influence the potential distribution of the species, since the areas highly suitable

in the period 2000-2010 occupied 0.80% of the surface area, covering parishes such as San Miguel de Ibarra, Ambuquí, Salinas, San Vicente de Pusir, Juan Montalvo and La Concepción, while in the period (2010-2020) this area reduced to 0.19%. These results highlight the importance of implementing conservation measures to protect the local biodiversity.

Keywords: *Croton wagneri*; endemic species; ecological niche; MaxEnt; changes in vegetation cover; Mira River basin.

1. Introducción

A escala global, se calcula que la expansión de la frontera agrícola, la ganadería, el crecimiento demográfico, los incendios forestales, la minería y la explotación de recursos naturales han provocado la pérdida de aproximadamente el 10 % de la cobertura vegetal (Zumaeta, 2019). Esta transformación de la cobertura vegetal, junto con el calentamiento global, constituyen una amenaza para la biodiversidad. Estos factores alteran el hábitat y la distribución de las especies, disminuyen la disponibilidad de recursos y modifican los procesos ecológicos a nivel planetario (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2016).

En Ecuador, se evidencian grandes cambios en la composición paisajística debido al incremento de la presión y extracción de los recursos naturales. Específicamente, los cambios en la cobertura y uso del suelo, como la conversión de bosques a pastizales, áreas agropecuarias e infraestructura urbana están provocando la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad (Campos, 2018; Ojeda et al., 2020). De acuerdo con el Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental, la tasa promedio anual de deforestación bruta ha experimentado una disminución gradual. Durante el período de 1990 a 2000, se registró una tasa de 129.943 ha/año. Esta cifra disminuyó a 108.666 ha/año en el período de 2000 a 2008, y a 97.918 ha/año durante 2008 a 2014. Finalmente, entre 2014 y 2016, la tasa promedio anual de deforestación bruta fue de 94.353 ha/año (Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE], 2017).

Este fenómeno de deforestación y cambio en el uso del suelo es particularmente evidente en la cuenca hidrográfica del río Mira en Ecuador. Considerada un mosaico socioecológico por su diversidad de ecosistemas y riqueza cultural y natural, la cuenca también es un centro de dinámicas económicas y productivas, como la ganadería, la agricultura y la extracción de minerales y madera (Velásquez, 2021). Sin embargo, estas actividades han puesto en riesgo su riqueza y endemismo, razón por la cual es considerada como una de las 25 áreas críticas de biodiversidad a nivel mundial (Gómez et al., 2017; Velásquez, 2021).

Los ecosistemas secos de la cuenca del río Mira se caracterizan por su alto endemismo, sin embargo, los cambios de cobertura afectan principalmente a especies de importancia ecológica como *Croton wagneri* Müll. arg. (Müller, 1872); un arbusto endémico del Ecuador, conocido como Mosquera, que se distribuye en los valles secos del callejón interandino, en las provincias de Loja, Azuay, Carchi, Chimborazo, Cotopaxi, Imbabura, Pichincha y Tungurahua (Cerón et al., 2017). Habitualmente crece de forma silvestre y se adapta con facilidad en distintos tipos de suelos: arcilloso, arenoso, franco arenoso, pedregoso, arcilloso (Terán-Portelles et al., 2019). La Mosquera se distribuye en altitudes que varían desde los 500 hasta los 3.012 m s. n. m., abarcando zonas de clima cálido seco, templado y frío. Sin embargo, se ha observado una mayor concentración de ejemplares en altitudes que oscilan entre los 1.300 y 2.380 m s. n. m. (Quintana, 2013; Terán-Portelles et al., 2019). Además, es ampliamente conocida debido a sus usos etnobotánicos dentro de la cosmovisión andina, resaltando sus usos medicinales, debido a sus propiedades antioxidantes y antibacteriales (Terán Portelles et al., 2019; Pinchao Silva, 2024).

De acuerdo con su ecología, es una planta pionera que crece de forma agregada en conjunto con otras especies y genera condiciones ambientales favorables para que las plántulas de otras especies se adapten de mejor manera, aportando a la regeneración eficaz de sitios que han sido perturbados (Quintana, 2013). Algunas de las especies que crecen bajo su sombra son *Alternanthera porrigens*, *Malvastrum tomentosum*, *Baccharis salicifolia*, *Gaya calyprata*, *Evolvulus sericeus*, *Onoseris salicifolia*, *Lantana canescens*, *Pavonia sepium*, *Tetramerium nervosum*, *Opuntia cylindrica* y *Ayenia spp.* (Arévalo, 2012). Las principales amenazas a las que se encuentra expuesta son: introducción de especies, pastoreo, expansión de las zonas para cultivo o construcción de viviendas, incendios forestales (Terán-Portelles et al., 2019); razón por la cual, se encuentra catalogada como "Casi Amenazada" (NT) en el Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador (Cerón et al., 2017). En ese sentido, la presente investigación tiene como objetivo analizar la relación entre los cambios en la cobertura vegetal y la distribución potencial de *Croton wagneri*. Los hallazgos son fundamentales para impulsar nuevas investigaciones que puedan generar propuestas y estrategias orientadas a un uso eficiente

y racional de los recursos naturales. Además, estos resultados pueden contribuir a la conservación de especies y a la recuperación de áreas fragmentadas en la cuenca del río Mira en Ecuador.

2. Metodología

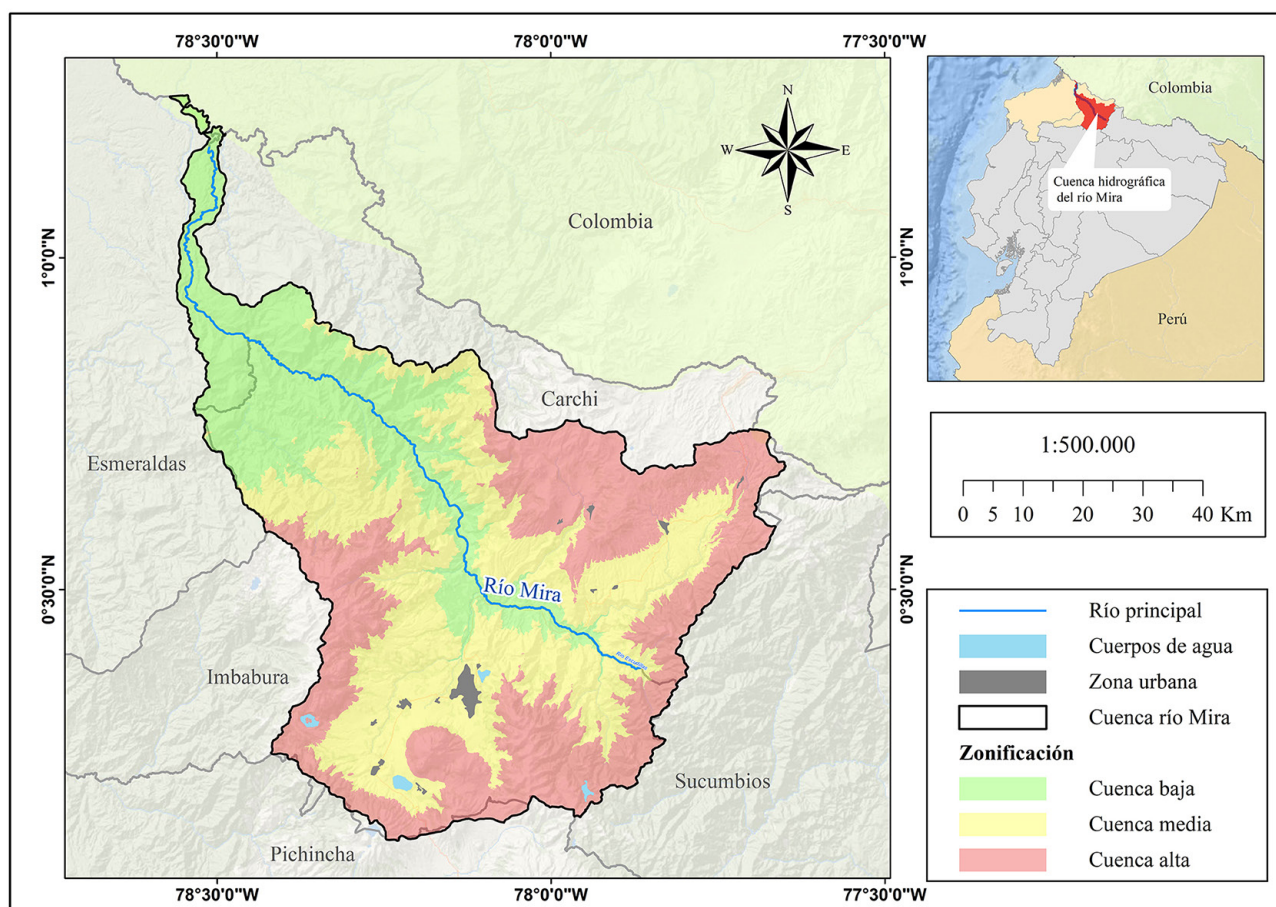
La siguiente secuencia metodológica fue aplicada con el fin de determinar los cambios temporales de cobertura vegetal y su impacto en la distribución potencial de *C. wagneri* dentro de la cuenca hidrográfica del río Mira en Ecuador, para lo cual se ejecutaron las siguientes actividades:

1. Determinación de los cambios de cobertura vegetal en la cuenca del río Mira en el periodo 2000-2010 y 2010-2020 empleando teledetección.
2. Análisis de la distribución potencial de *C. wagneri* durante el periodo 2000-2010 y 2010-2020 dentro de la cuenca del río Mira.

2.1. Área de estudio

La presente investigación se realizó en la cuenca hidrográfica del río Mira que se localiza en la zona norte de Ecuador, entre las provincias de Carchi, Esmeraldas e Imbabura, ocupando una superficie de 5.340,38 km² (Figura 1). Su cauce principal se origina en zonas altas con ecosistemas de páramo para finalmente desembocar en el océano Pacífico, donde su principal afluente es el río Chota; además, por su margen derecho, el río Mira recoge varios cauces de distintas vertientes occidentales, uno de ellos el río San Juan que sirve de límite geográfico entre Ecuador y Colombia (Chiles, 2020; Velásquez, 2021).

Figura 1. Ubicación de la Cuenca Hidrográfica del río Mira en Ecuador



Elaboración propia

Las elevaciones de la cuenca del río Mira oscilan entre los 92 m s. n. m. en la zona baja y los 4.863 m s. n. m. en la zona alta, razón por la cual, posee diferentes subregiones climáticas tales como: Ecuatorial de alta montaña (Páramo), Ecuatorial mesotérmico seco (Valles del callejón interandino), Ecuatorial mesotérmico

semihúmedo (Valles de la serranía), Megatérmico lluvioso, Tropical Megatérmico húmedo (Cordillera occidental) (Chiles, 2020). La temperatura media anual varía de 9 °C hasta 22 °C en las zonas altas y bajas respectivamente (Instituto Nacional de Meteorología en Hidrología, 2015). Además, la temperatura media en el mes más frío oscila entre los 8,9-25,3 °C y el mes más caluroso aproximadamente hasta los 27,3 °C (MAATE, 2016) y tiene una precipitación anual de aproximadamente 900 mm en las zonas bajas y 2.800 mm en las zonas altas (Gómez et al., 2017).

Desde una perspectiva hidrogeográfica, la cuenca del río Mira presenta una red de drenaje de tipo dendrítico con un orden hídrico de 8, de acuerdo con la clasificación de Strahler (Sellers et al., 2017). Esta cuenca es el punto de confluencia de varios ríos, incluyendo el Apaquí, Mataquí, El Ángel, Chota, Ambi, Lita y Blanco. En términos de vegetación, la zona se distingue por la presencia de bosques tanto en las partes bajas como altas de la cuenca, según la clasificación de Holdridge (Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales [MECN], 2009). La vegetación potencial se compone de diversas formaciones vegetales, incluyendo bosque húmedo premontano, bosque húmedo montano bajo, bosque seco montano bajo, estepa espinosa montano bajo y páramo pluvial subalpino.

Según el Ministerio del Ambiente del Ecuador [MAE] (2012a), la parte alta de la cuenca del río Mira se encuentra sobre los 2.900 m s. n. m., y aquí predominan coberturas de bosques siempreverdes, agrupados en parches aislados inmersos en una matriz de vegetación denominada páramo herbáceo y arbustivo. En la cuenca media, ubicada entre los 1.860-2.900 m s. n. m., las condiciones climáticas de bajas precipitaciones han dado lugar a ecosistemas de bosques y arbustos xéricos interandinos, conocidos como matorral seco montano de los Andes del Norte. Estos ecosistemas están dominados por una variedad de árboles y arbustos pequeños, donde la presencia de *Croton wagneri* es predominante. Además, se pueden encontrar cactáceas propias de ecosistemas secos; además, se registran especies de bromelias epífitas que se adaptan a largos períodos de sequía, como las especies del género *Tillandsia* (MAE, 2012a). Finalmente, la parte baja, que se encuentra entre los 50-1.860 m s. n. m., se encuentra dominada por el bosque siempreverde montano bajo del norte, donde destacan árboles de doseles con 25 y 30 m de altura, dispuestos en pendientes fuertemente inclinadas a escarpadas. Los bosques en esta área de la cuenca se componen de varios estratos, incluyendo dosel alto, subdosel, estratos arbustivo y herbáceo (MAE, 2012a).

La cuenca del río Mira posee una gran diversidad étnica y cultural y alberga alrededor de 96.772 habitantes que se dedican principalmente a la agricultura con cultivos perennes y de ciclo corto, así como a la ganadería con pastos cultivados y la comercialización local (Changjiang Institute Of Survey, Planning, Design And Research [CISPDR], 2016; Gómez et al., 2017). El crecimiento demográfico en la región, acompañado del desarrollo económico, ha generado una mayor demanda de recursos, lo que también ha impulsado un progresivo desarrollo poco planificado de actividades económicas, como la ganadería, agricultura, minería y explotación forestal. Lo que ha resultado en una reducción de la cobertura vegetal, cambios en el uso del suelo y el aumento de áreas urbanas y rurales, causando un impacto en la disponibilidad de los recursos naturales de la cuenca (Arias-Muñoz et al., 2024).

2.2. Adquisición de imágenes para diferentes períodos

Para el análisis de los cambios de cobertura vegetal se emplearon cuatro imágenes satelitales Landsat con resolución espacial de 30 m/píxel. Las imágenes del año 2010 se obtuvieron del sensor ETM+ con fechas: 9 de septiembre y 24 de octubre, mientras que, las imágenes del año 2018 corresponden al sensor OLI con fechas: 23 de enero y 20 de septiembre. La adquisición de imágenes se realizó mediante la página web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (U.S. Geological Survey USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>, <https://earthdata.nasa.gov/>). La selección y búsqueda de imágenes se realizó priorizando aquellas con el menor porcentaje de nubosidad (<30 %). Con el software libre QGIS 3.22.7, se realizó la respectiva corrección radiométrica y atmosférica para mejorar los defectos provenientes de los píxeles o bandas. Además, la corrección de franjas de datos inválidos (gaps) en la imagen Landsat 7 se realizó empleando la herramienta *Landsat Gapfill tool for ETM SLC-off data* del software ENVI. Posteriormente, mediante el software ArcGIS 10.8 se realizó la combinación de bandas RGB 6,4,1 (del inglés de Red, Green, Blue) en las imágenes Landsat 7 y RGB 7,5,2 en las imágenes Landsat 8 para interpretar el uso y cobertura del suelo. Adicionalmente, se usó la herramienta *Image analysis - mosaic* para generar un único dataset ráster de múltiples bandas RGB. Finalmente, se proyectó el resultado de la composición al sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Z17S y se cortó con el polígono del área de estudio.

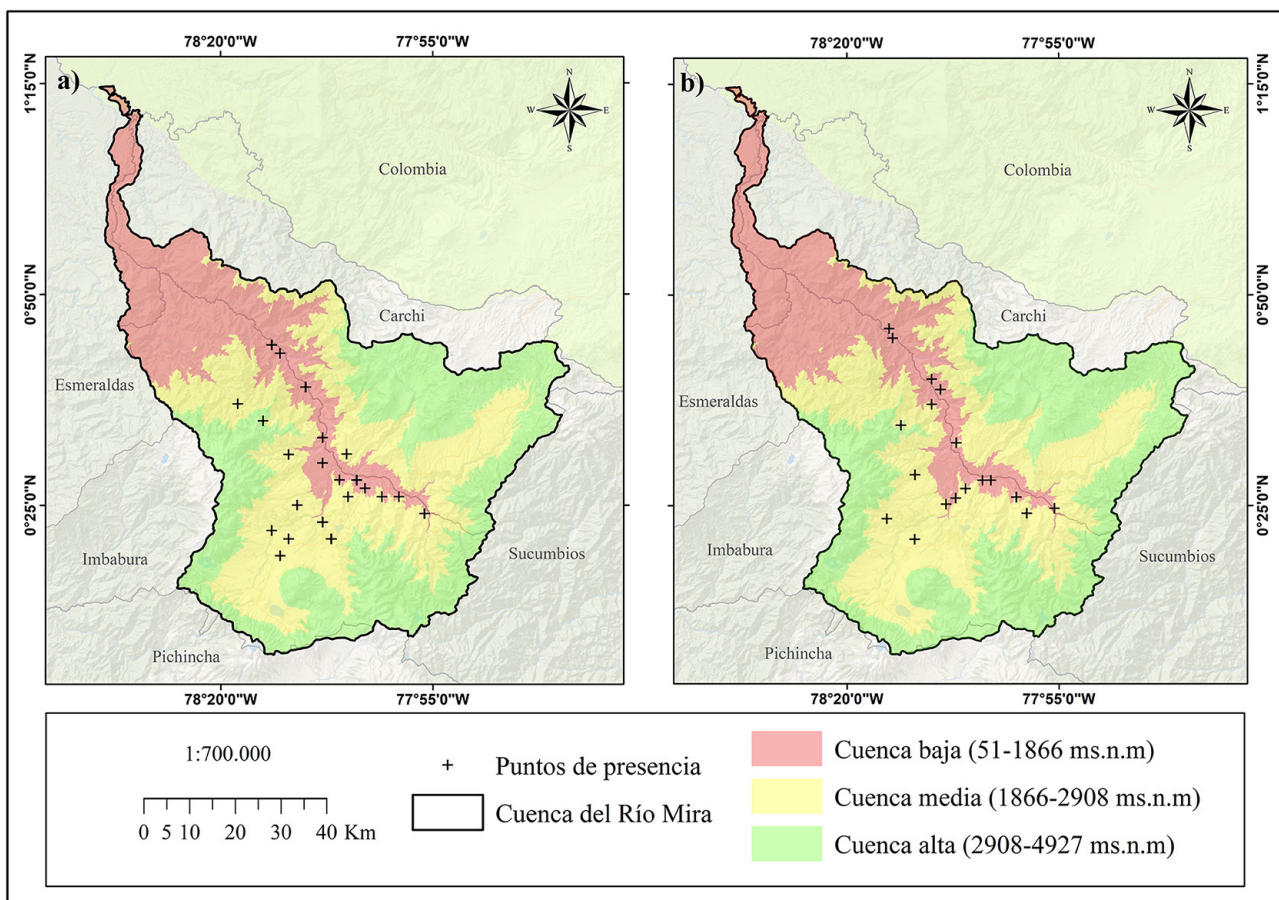
La información de cobertura vegetal se generó mediante una clasificación supervisada en el software ArcGIS 10.8 empleando el método estadístico de máxima verosimilitud. Este método se fundamenta en la existencia

de áreas de entrenamiento conocidas a priori, que se utilizaron para generar una signatura espectral para cada clase de uso y cobertura del suelo (Chuvienco, 2010; Muñoz-Marcillo et al., 2016). Este proceso permitió mejorar el resultado de la clasificación mediante el método de estadística focalizada con la herramienta *Majority filter*. Para cada imagen se identificaron nueve clases: 1) bosque, 2) cultivos, 3) páramo, 4) pastizal, 5) vegetación arbustiva, 6) vegetación xerofítica, 7) área sin vegetación, 8) cuerpos de agua y 9) zona urbana. Además, se realizó una corrección a la clasificación obtenida mediante la edición de polígonos que tuvieron errores de omisión y comisión (Del Toro et al., 2015). La clasificación supervisada de 2010 y 2018 se validó en la aplicación Google Earth Pro mediante la selección de una serie de puntos aleatorios tomados de las imágenes clasificadas en formato *kml*, haciendo coincidir las mismas fechas de toma de las imágenes originales. Posteriormente, se determinó la coincidencia de los puntos observados con los clasificados. Luego, con los puntos observados y clasificados se creó una tabla de frecuencia empleando la herramienta *Frequency*, esto se realizó con la finalidad de obtener valores de campo únicos y el número de apariciones de cada valor de campo único, y a partir de estos datos se creó la tabla pivotante con la herramienta *Pivot table*, la cual generó valores que fueron ingresados a la matriz de confusión. Finalmente, para validar la información obtenida, se empleó la matriz de confusión y el índice Kappa (Dou et al., 2007; Arévalo-Morocho et al., 2023). Los resultados fueron evaluados de acuerdo con la valoración del coeficiente Kappa y la fuerza de concordancia: 0,00 (pobre), 0,01-0,20 (leve), entre 0,21-0,40 (aceptable), 0,41-0,60 (moderado), 0,61-0,80 (considerable) y 0,80-1,00 (casi perfecto) (Landis & Koch, 1997).

2.3. Registros de presencia de la especie

Los registros de presencia de *C. wagneri* se obtuvieron de la base de datos (Global Biodiversity Information Facility [GBIF], 2020) (<https://www.gbif.org>). Posteriormente, se depuró la información verificando posibles errores de localización geográfica. Es así como se adquirió un total de 31 puntos de presencia para un primer periodo (2000-2010) y 19 puntos para el segundo periodo (2010-2020) (Figura 2). Finalmente, para cada periodo se generó un archivo de los registros biológicos en formato CSV (.csv) compatible para el programa MaxEnt.

Figura 2. Puntos de presencia *Croton wagneri* a) 2000-2010 y b) 2010-2020



Elaboración propia

2.4. Variables ambientales

Para determinar la distribución potencial de *C. wagneri* se utilizaron variables bioclimáticas, elevación y cobertura vegetal. Las variables bioclimáticas (promedio de los años 1970-2000) contienen datos mensuales promedio a nivel global y se obtuvieron del portal WorldClim (www.worldclim.org) con una resolución espacial de 30 arcos de segundo que equivalen a 1 km² (Fick & Hijmans, 2017). La variable de elevación también se la obtuvo de esta misma fuente, mientras que la cobertura vegetal se generó utilizando las dos imágenes satelital Landsat 7 (2010) y Landsat 8 (2018) que fueron mencionadas anteriormente. A continuación, la información se procesó en ArcGIS 10.8 manteniendo la resolución espacial y se reajustó el tamaño de las celdas a cada una de las variables con ayuda de la herramienta *reecample* con el objetivo de garantizar una misma resolución espacial (Jácome et al., 2019a). Finalmente, todos los archivos fueron transformados a formato ASCII (.asc) mediante la herramienta *raster to ASCII* dado que es formato requerido para el programa MaxEnt (Correia, 2019).

Es necesario eliminar la correlación entre las variables, dado que estas pueden generar sesgos en los modelos (Jácome et al., 2019b; Arévalo-Morocho et al., 2023), por ese motivo se implementó el análisis Varimax junto con un Análisis de Componentes Principales (Fátima et al., 2016; Jácome et al., 2019a). El número de componentes principales que resume eficazmente la mayoría de las variaciones en los datos y reducen la dimensionalidad del problema (Çoban et al., 2020), se seleccionó en función del porcentaje de la varianza acumulada y valor propio, donde tres de los componentes principales mostraron una varianza superior a 90 % y valor propio >1, este resultado también fue corroborado mediante el gráfico de sedimentación. Finalmente, para seleccionar las variables que no se correlacionan se usó el umbral >0,32 dentro del resultado de rotación Varimax (Dormann et al., 2013). En ese sentido, las variables seleccionadas fueron: Temperatura media anual [Bio 1], Rango diurno medio (promedio mensual (temperatura máxima-temperatura mínima)) [Bio 2], Isotermia (Bio2 / Bio7) (* 100) [Bio 3], Temperatura máxima del mes más cálido [Bio 5], Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6) [Bio 7], Temperatura media de cuarto más húmedo [Bio 8], Temperatura media de cuarto más seco [Bio 9], Temperatura media del cuarto más cálido [Bio 10], Temperatura media del cuarto más frío [Bio 11], Precipitación del mes más seco [Bio 14], Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) [Bio 15] y Precipitación del trimestre más seco [Bio 17].

2.5. Modelos de distribución potencial con MaxEnt

Para determinar la distribución potencial de *C. wagneri*, se elaboró un modelo por cada periodo, puesto que permite identificar las áreas donde las condiciones ambientales son adecuadas para la supervivencia y reproducción de la especie, también predice como las especies cambiarán o persistirán en un espacio geográfico o ambiental a lo largo del tiempo (Rong et al., 2019). Para ello, se aplicó el modelo MaxEnt versión 3.4.4, conocido como algoritmo de máxima entropía (Phillips et al., 2006). Por lo tanto, para los dos modelos de distribución de los periodos (2000-2010) y (2010-2020) se emplearon las mismas 12 variables bioclimáticas y elevación, mientras que la variable de cobertura vegetal y los puntos de ocurrencia de la especie fueron diferentes para cada modelo. En la interfaz del software MaxEnt se seleccionó las opciones de *Create response curves*, *Make pictures of predictions*, *Do Jackknife to measure variable importance*, puesto que estas opciones permiten hacer una clasificación relativa de las variables y reconocer su contribución en el modelo. Adicionalmente, se configuró el formato de salida a *logistic*, tipo de archivo de salida "asc", porcentaje de prueba aleatoria al 20 %. En configuraciones avanzadas se insertó el valor de 5.000 como valor máximo de interacciones y como prueba de prevalencia se trabajó con 0,5. Finalmente, en las configuraciones experimentales se eligió *write background prediction*, y se corrió el modelo (Moya et al., 2017; Jácome et al., 2019b).

2.6. Validación de los modelos

Los modelos fueron validados utilizando el valor del área bajo la curva (AUC, *Area Under the Curve*) de la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) (Arévalo-Morocho et al., 2023). Para la clasificación de precisión del modelo se tomó en cuenta lo siguientes umbrales: <0,5-0,6 corresponde un modelo "inválido", entre 0,6-0,7 se considera "malo", entre 0,7-0,8 es "aceptable", entre 0,8-0,9 "bueno" y entre 0,9-1 "excelente" (Araújo et al., 2005). Además, se llevó a cabo una validación utilizando el método de la estadística de habilidad verdadera-True Skill Statistics (TSS, por sus siglas en inglés), ya que se ha demostrado que es un método intuitivo para medir el rendimiento del modelo de distribución de especies, en el que las predicciones se presentan como mapas de presencia-ausencia (Allouche et al., 2006). Los valores oscilan entre -1 a +1,

donde los modelos con valores menores a 0,4 se consideran “pobres”, de 0,4 y 0,8 “buenos”, y por encima de 0,8 “excelentes” (Gallien et al., 2012).

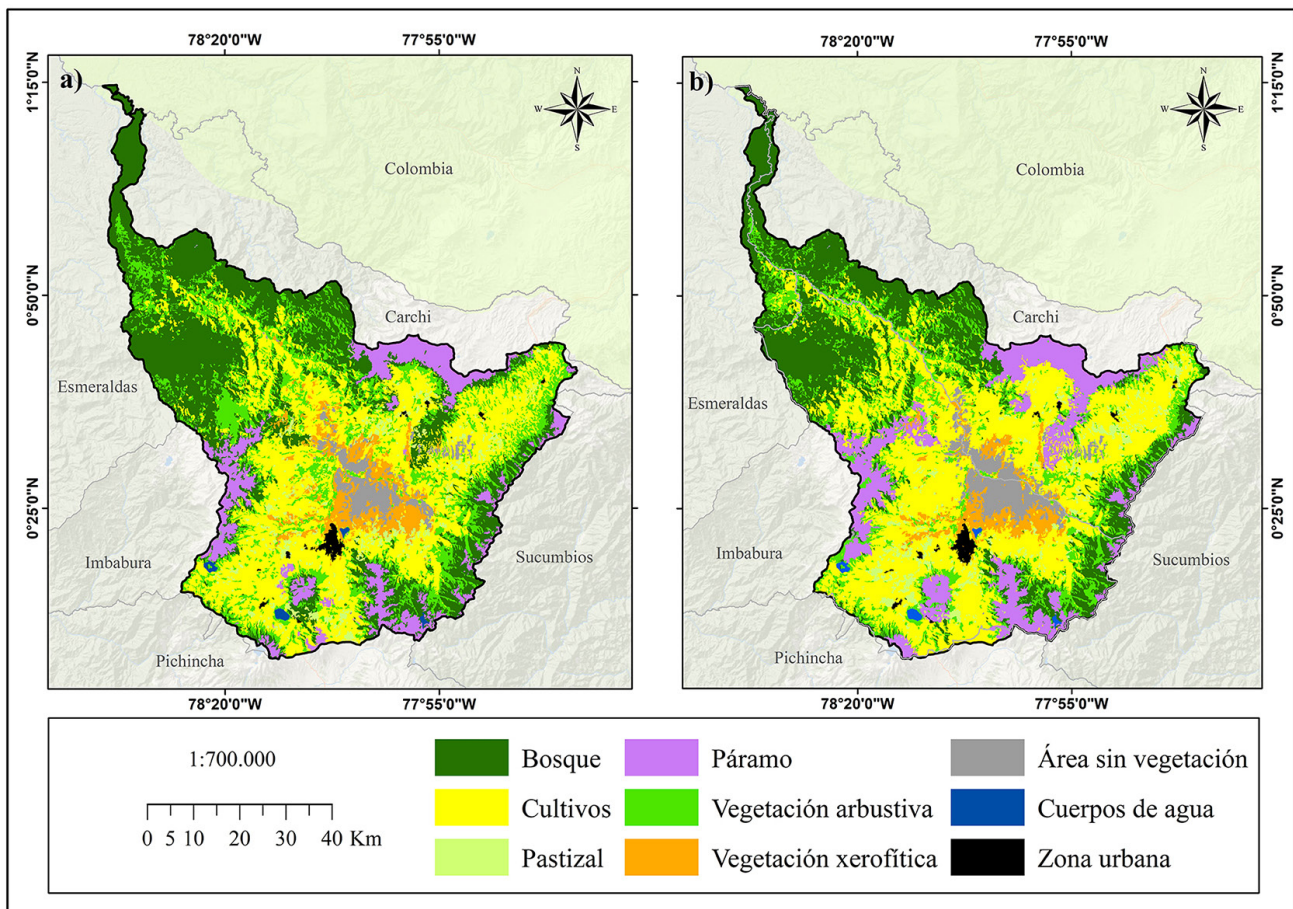
Adicionalmente, se examinó la prueba *Jackknife* para identificar de forma individual las variables más efectivas en predecir la distribución de la especie (Jácome et al., 2019b; Yan et al., 2020). Con el fin de determinar los rangos de tolerancia de la especie, se analizaron las curvas de respuesta de las variables con mayor aporte al modelo según la prueba *Jackknife*. Finalmente, se generaron los respectivos mapas de distribución potencial de *C. wagneri* usando el formato de salida logístico de MaxEnt, el mismo que proporciona la probabilidad de presencia entre 0 y 1. Estos resultados fueron reclasificados en cinco zonas de idoneidad: nula (<0,2), baja (0,2 a 0,4), moderada (0,4 a 0,6), alta (0,6 a 0,8), muy alta (>0,8) (Yan et al., 2020).

3. Resultados

3.1. Cambios de la cobertura vegetal en el periodo 2000-2010 y 2010-2020

Para el año 2010, cobertura como cultivos, bosque y páramo fueron aquellas con mayor distribución dentro de la cuenca del río Mira (Figura 3). En el transcurso de ocho años hubo disminución en la cobertura de bosque de 189.196,99 ha a 177.129,86 ha. De igual forma la vegetación arbustiva tuvo una reducción de 7,58 % a 4,34 %, el área de la vegetación xerofítica en el 2010 ocupaba 22.409,54 ha y en el 2018 disminuyó a 13.217,96 ha y se debe a que fueron reemplazados con otro tipo de cobertura. Además, la cobertura dominante de la cuenca fueron los cultivos, ya que aumentaron de 193.063,02 ha, lo que representa el 36,15 % del total de cobertura en 2010 a 212.960,96 (39,88 %) en 2018. También, el área de las zonas urbanas tuvo un incremento de 0,70 % a 1,08 % (Tabla 1).

Figura 3. Variación temporal y espacial de la cobertura vegetal de la cuenca hidrográfica del río Mira a) 2010 y b) 2018



Elaboración propia

Tabla 1. Área de diferentes tipos de cobertura en el período 2010 y 2018 de la cuenca del río Mira

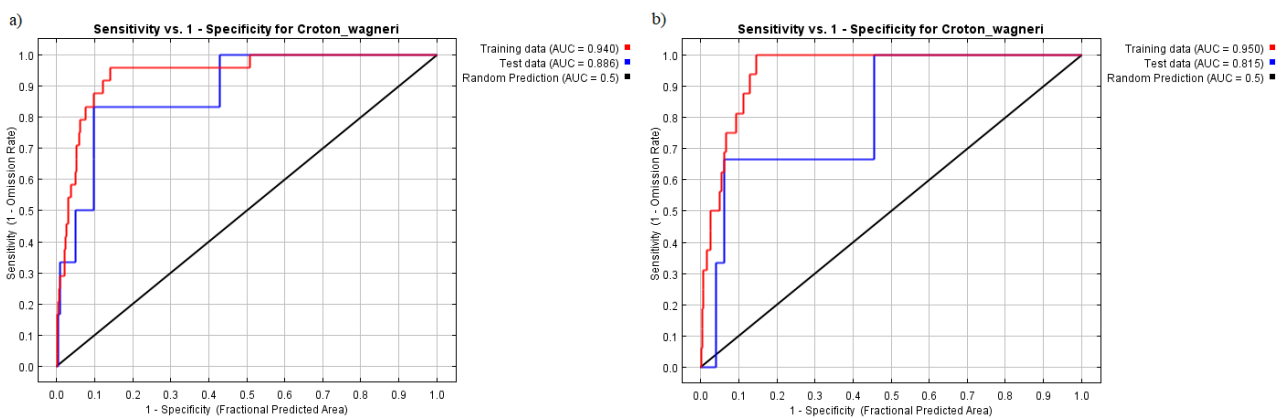
Cobertura	2010		2018		Diferencia
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(%)
Bosque	189.196,99	35,43	177.129,86	33,17	-2,26
Cultivos	193.063,02	36,15	212.960,96	39,88	3,73
Páramo	53.631,40	10,04	53.242,35	9,97	-0,07
Pastizal	15.180,82	2,84	25.513,76	4,78	1,94
Vegetación arbustiva	40.504,56	7,58	23.178,60	4,34	-3,24
Vegetación xerofítica	22.409,54	4,20	13.217,96	2,48	-1,72
Área sin vegetación	14.741,46	2,76	21.429,71	4,01	1,25
Cuerpos de agua	1.585,74	0,30	1.585,74	0,30	0,00
Zona urbana	3.712,09	0,70	5.766,68	1,08	0,38

Elaboración propia

3.2. Distribución potencial de *Croton wagneri* en el periodo 2000-2010 y 2010-2020

El rendimiento y la precisión de los dos modelos de *C. wagneri* mostraron un excelente desempeño predictivo, según el valor AUC (primer periodo: AUC=0,940; segundo periodo AUC=0,950) (Figura 4), esto basado en los criterios proporcionados por Araújo et al. (2005). Además, con el método True Skill Statistics (TSS) los modelos se categorizan como buenos de acuerdo con Gallien et al. (2012), (primer periodo: TSS=0,61; segundo periodo TSS=0,67).

Figura 4. Curva ROC del modelo de distribución potencial de *C. wagneri* a) 2000-2010 y b) 2010-2020



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

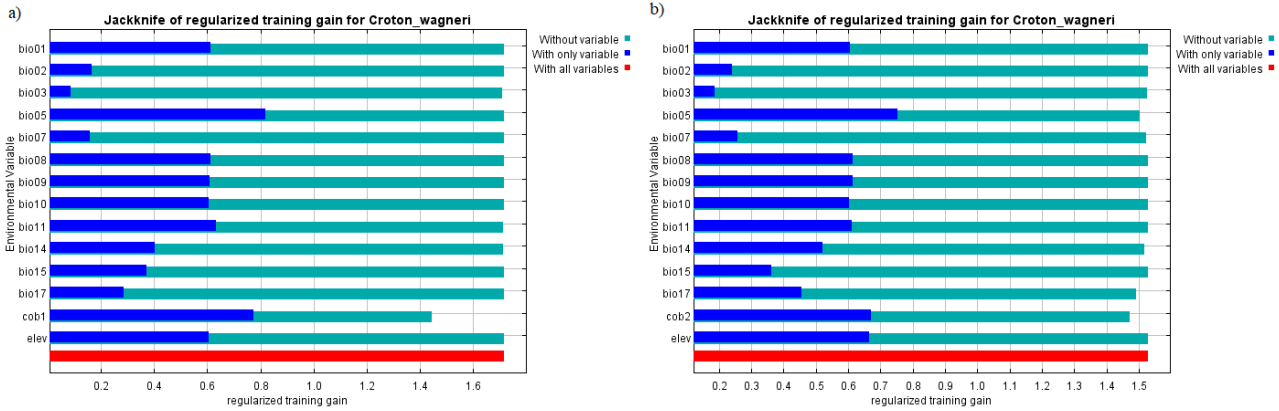
Los resultados de la prueba Jackknife para el período 2000-2010 revelan que las variables Bio 5, cobertura 1 y Bio 11 proporcionaron ganancias superiores a 0,6 cuando se utilizaron de forma independiente. Esto sugiere que estas variables contienen información valiosa por sí solas en comparación con otras. Por otro lado, las variables Bio 1, Bio 8, Bio 9, Bio 10 y la elevación mostraron una ganancia moderada en ese mismo período.

En el período 2010-2020, las variables Bio 5, cobertura 2 y elevación también presentaron ganancias superiores a 0,63, mientras que las variables Bio 1, Bio 8, Bio 9, Bio 10 y Bio 11 mantuvieron una ganancia moderada. Sin embargo, las variables Bio 2, Bio 3 y Bio 7 tuvieron un valor bajo cuando se utilizaron de forma aislada. Esto se debe a que la información contenida en estas variables no es especialmente relevante (Figura 5).

A partir de las curvas de respuesta de las variables utilizadas en el modelo para el periodo 2000-2010 se obtuvieron los respectivos umbrales (probabilidad de existencia >0,6) (Figura 6). Es así como se comprobó que en áreas donde existe vegetación arbustiva y xerofítica la probabilidad de presencia de dicha especie es alta, como también se observa que en áreas sin vegetación esta probabilidad continúa dado que estas se encuentran de forma adyacente a las coberturas antes mencionadas. Además, se ha demostrado que la especie está más presente cuando la temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5) oscila entre los 24-26 °C, cuando la

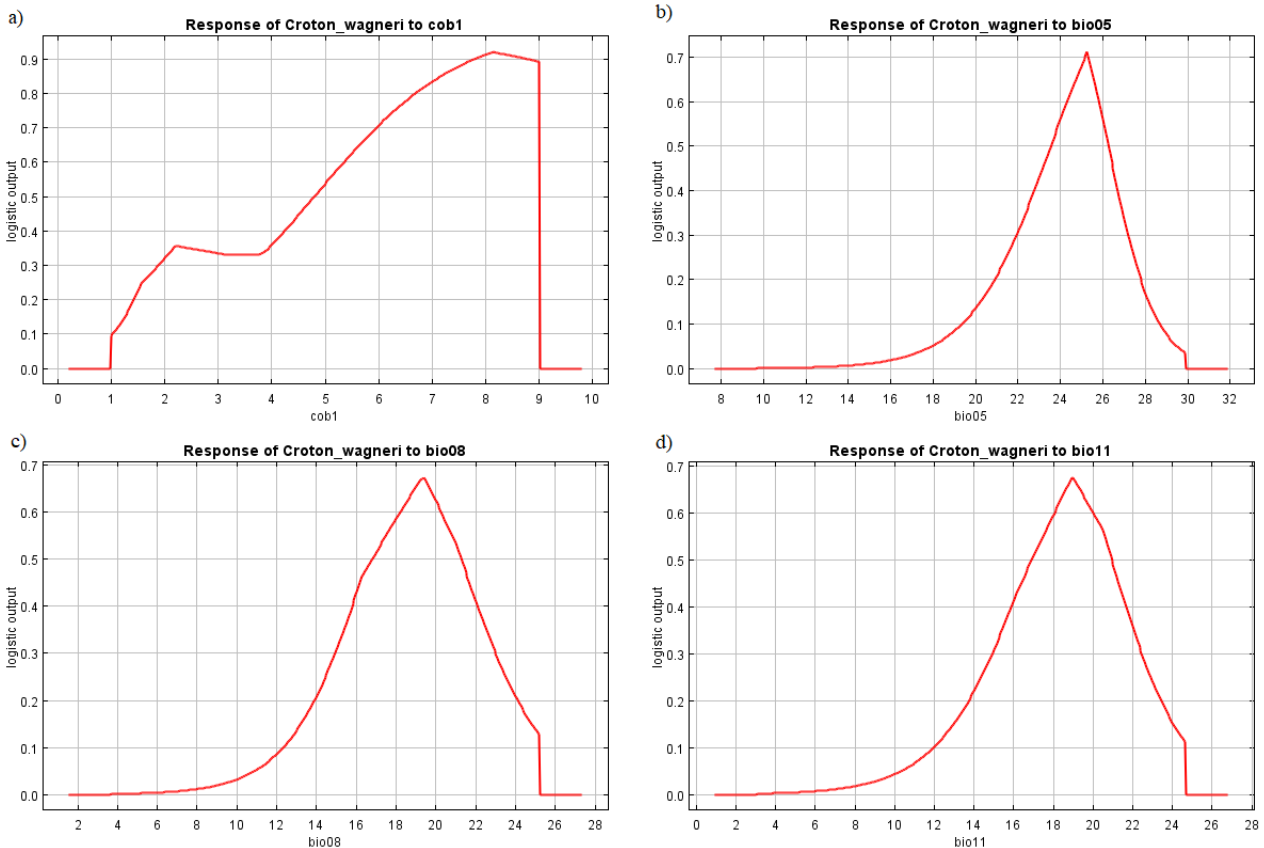
temperatura media de cuarto más húmedo (Bio 8) y la temperatura media del cuarto más frío (Bio 11) fluctúan entre los 18-20 °C.

Figura 5. Prueba Jackknife de contribución de las variables empleadas en el modelo de distribución potencial de *C. wagneri* a) 2000-2010 y b) 2000-2010



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

Figura 6. Curvas de respuesta de las variables ambientales más importantes identificadas dentro del modelo de distribución de potencial de *C. wagneri* periodo 2000-2010: a) Cobertura vegetal 2010; b) Temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5); c) Temperatura media de cuarto más húmedo (Bio 8); d) Temperatura media del cuarto más frío (Bio 11)

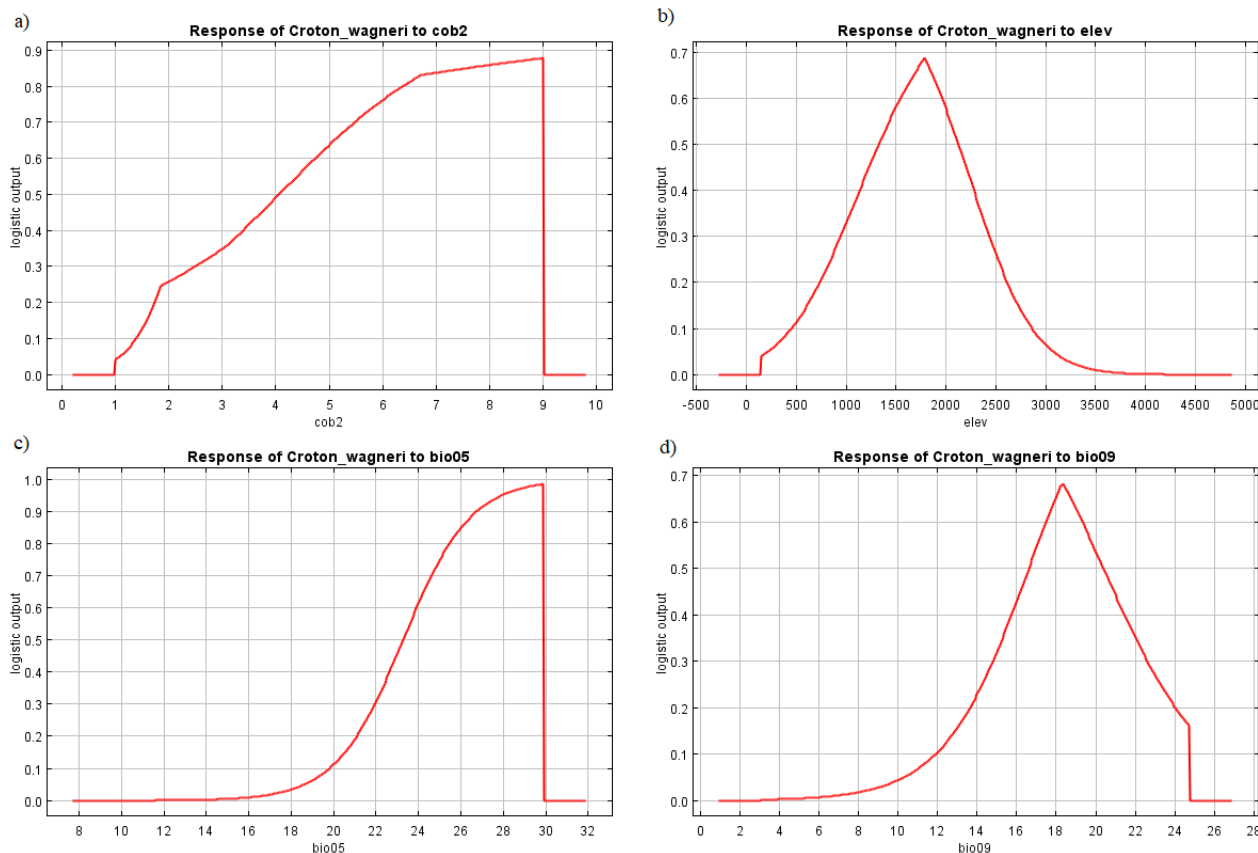


Categorías de cobertura vegetal: bosque (1), cultivos (2), páramo (3), pastizales (4), vegetación arbustiva (5), vegetación xerofítica (6), área sin vegetación (7), cuerpos de agua (8) y zonas urbanas (9).

Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

A partir de las curvas de respuesta del modelo para el periodo (2010-2020) se pudo evidenciar que la especie tiene una mayor afinidad en sitios donde está presente la vegetación arbustiva y xerofítica, y que el rango de elevación idóneo es de 1.500 a 2.000 m s. n. m. También, se evidencia que hay mayor presencia cuando la temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5) es superior a los 22 °C y cuando la temperatura media de cuarto más seco (Bio 9) oscila entre los 16 °C hasta los 20 °C (Figura 7).

Figura 7. Curvas de respuesta de las variables ambientales más importantes identificadas dentro del modelo de distribución de potencial de *C. wagneri* periodo 2010-2020: a) Cobertura vegetal 2018; b) Elevación; c) Temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5); d) Temperatura media de cuarto más seco (Bio 9)



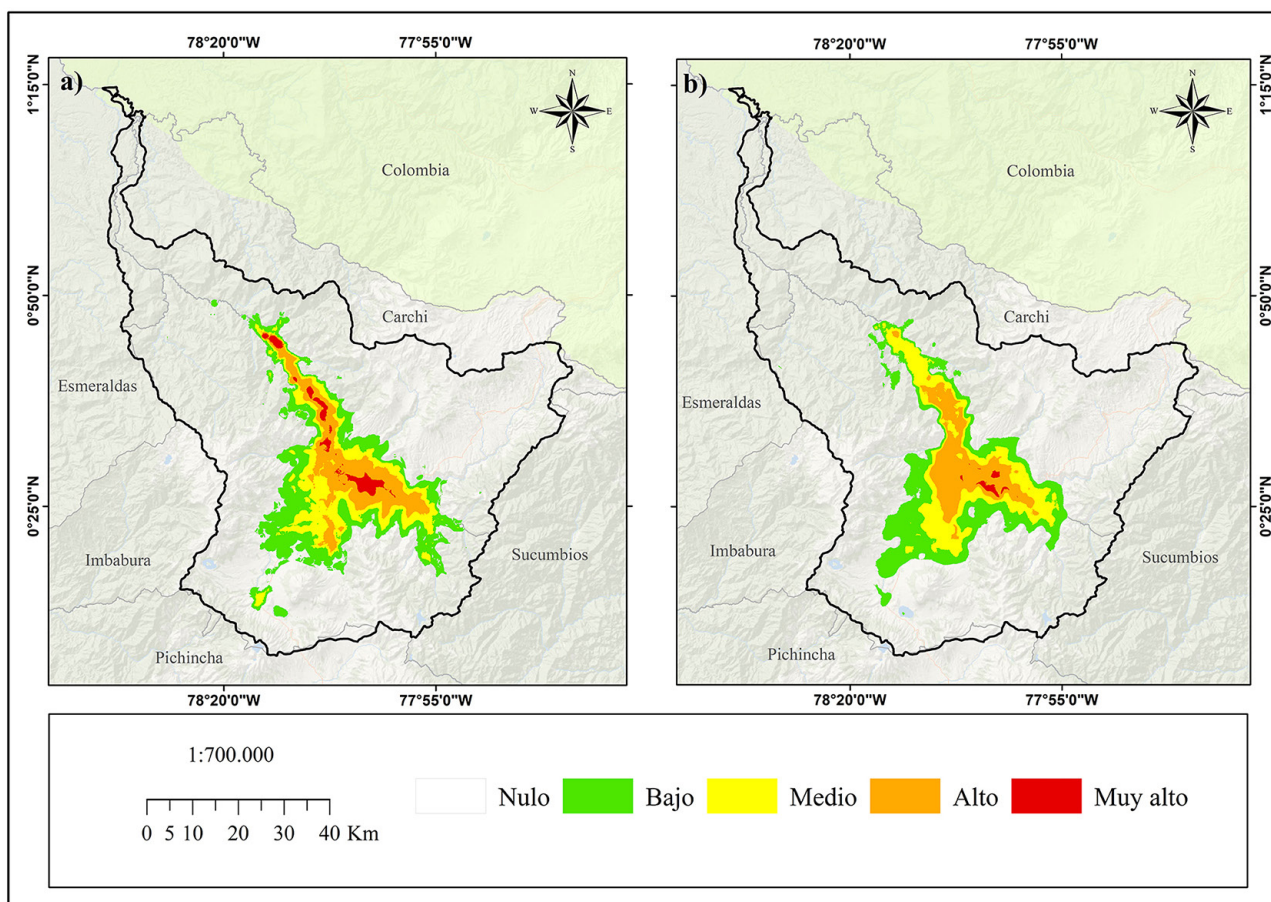
Categorías de cobertura vegetal: bosque (1), cultivos (2), páramo (3), pastizales (4), vegetación arbustiva (5), vegetación xerofítica (6), área sin vegetación (7), cuerpos de agua (8) y zonas urbanas (9).

Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

La distribución de *C. wagneri* dentro de la cuenca presenta una probabilidad de presencia en el primer periodo que va de 0 a 0,89 y en segundo periodo de 0 a 0,83, encontrándose especialmente en la sección baja y media de la cuenca del río Mira. Y está compuesta de cinco zonas de idoneidad de hábitat: nula, baja, media, alta y muy alta (Figura 8).

El área de idoneidad muy alta, en el periodo 2000-2010, ocupaba 4.262,56 ha (0,80 %) de la superficie total, cubriendo localidades como San Miguel de Ibarra, Ambuquí, Salinas, San Vicente de Pusir, Juan Montalvo y la Concepción; mientras que en el periodo 2010-2020, esta se redujo a 990,18 ha (0,19 %), por lo tanto, la pérdida de esta área fue 3.272,38 ha (0,61 %) y las localidades que mantuvieron la muy alta idoneidad fueron San Vicente de Pusir, Ambuquí y San Miguel de Ibarra. Áreas de idoneidad alta presentaron una baja reducción de 4,56 % a 4,29 %, la pérdida fue de 1.447,15 ha (0,27 %) mismas que se localizan en las parroquias de San Antonio, Urcuquí, Tumbabiro, Pimampiro más las parroquias mencionadas anteriormente. De igual forma, el área de idoneidad baja con el transcurso de los años tuvo un decrecimiento de 46.055,14 ha (8,62 %) a 42.439,12 ha (7,95 %), con una pérdida de 3.616,02 ha (0,67 %). En el área de estudio, se evidencia que la zona de idoneidad media en el periodo 2000-2010 representaba 25.864,44 ha (4,84 %) mientras que en 2010-2020 llegó a ocupar el 28.007,52 ha (5,24 %), es decir, incrementó 2.142,08 ha (0,40 %), encontrándose en ciertos sitios de la cuenca media. Finalmente, el área de idoneidad nula representa más del 80 % de la superficie total en ambos periodos y se localiza en los cantones de Espejo, Tulcán, San Lorenzo, San Pedro de Huaca, Cayambe, Otavalo, Cotacachi y ciertas parroquias del cantón Ibarra (Tabla 2).

Figura 8. Distribución potencial para la especie *Croton wagneri* en los periodos a) 2000-2010 y b) 2010-2020



Elaboración propia

Tabla 2. Área de distribución potencial para la especie *Croton wagneri* en los periodos (2000-2010) y (2010-2020) de la cuenca del río Mira

Distribución potencial	2000-2010		2010-2020		Diferencia (%)
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
Nulo	433.558,66	81,18	439.753,84	82,34	1,16
Bajo	46.055,14	8,62	42.439,12	7,95	-0,67
Medio	25.864,44	4,84	28.007,52	5,24	0,40
Alto	24.356,36	4,56	22.909,21	4,29	-0,27
Muy alto	4.262,56	0,8	990,18	0,19	-0,61

Elaboración propia

4. Discusión de resultados

4.1. Cambios de la cobertura vegetal

Los resultados obtenidos coinciden con las investigaciones realizadas por Arias-Muñoz et al. (2023, 2024) en el periodo 1996-2018, en las cuales se menciona que la mayor parte de la superficie de la cuenca se ha convertido en áreas dedicadas a los cultivos. Los productos transitorios más plantados son: cebolla (*Allium spp.*), arveja (*Pisum spp.*), trigo (*Triticum spp.*), etc.) y cultivos permanentes: caña de azúcar (*Saccharum spp.*), plátano (*Musa spp.*), café (*Coffea spp.*), entre otros frutales (Gómez et al., 2017). Además, estos incrementos han transformado coberturas naturales debido al aumento de la población, que ocasiona la necesidad de establecer nuevas tierras para la agricultura, tal como sucede en la cuenca cercana del río Guayllabamba (Abad-Auquilla, 2020). Durante el periodo de estudio, las zonas urbanas también experimentaron un notable

aumento. Según la investigación de Arévalo-Morocho et al. (2023), entre los años 2000 y 2017, la proporción de áreas urbanas creció del 0,29 % al 1,03 %. Esto produjo una disminución en la cobertura de vegetación xerofítica, ya que, al encontrarse en un ecosistema frágil, como son los bosques secos, la disgregación es mayor. Según Troya et al. (2016) y Chimarro et al. (2023), en el callejón interandino los Bosques del Valle Seco se encuentran altamente fragmentados y reducidos a remanentes aislados a causa de la deforestación extensiva, con graves consecuencias para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Así también, la cobertura de bosque en el periodo 2010-2018 disminuyó un 2,26 %, tal como lo reporta Morocho et al. (2023); de igual manera, en el estudio realizado por Arias-Muñoz et al. (2024), se observa que para el año 2018 los bosques disminuyeron en un 20,4 % con respecto al año 1996. Además, la vegetación arbustiva y los páramos han sufrido una disminución en sus áreas con el transcurso de los años, lo cual se atribuyó fundamentalmente a los incendios forestales, tala indiscriminada, expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas. Cabe mencionar que la pérdida de bosques y páramos en los últimos años ha disminuido gracias a la creación del Programa Socio Bosque (PSBII), creado en el año 2008 y que favorece a la conservación de espacios naturales a nivel nacional (MAE, 2012b). Además, este programa realizó convenios desde el 2008 hasta el 2021, a fin de tener bajo conservación un total de 41.594 ha en las provincias de Carchi (22.267 ha) e Imbabura (19.327 ha) (MAATE, 2019).

4.2. Distribución potencial de *Croton wagneri*

Los modelos de distribución son herramientas que permiten evaluar la idoneidad del hábitat para una o varias especies con base en variables ambientales y registros de presencia (Mota-Vargas et al., 2019; Pozo, 2023). En Ecuador, la desactualización de los datos de registros biológicos dificulta la ejecución de estos modelos, sin embargo, se han realizado investigaciones significativas con menos de 10 registros (Shcheglovitova & Anderson, 2013; Toranza et al., 2016). Los factores físicos y ambientales utilizados en este estudio son esenciales para determinar el nicho ecológico y la probabilidad de presencia de *Croton wagneri*, por lo tanto, la elevación del terreno fue una de las variables más importantes que influye en la distribución espacial, debido a que forman barreras naturales y microclimas únicos (Jácome et al., 2019a; Arévalo-Morocho et al., 2023; Vistín et al., 2023). Adicionalmente, los resultados obtenidos muestran que el rango de elevación idóneo para esta especie es de 1.500 a 2.000 m s. n. m., resultados similares obtuvieron Terán-Portelles et al. (2019), quienes mencionan que *C. wagneri* se encuentra en altitudes que van desde los 500 hasta los 3.012 m s. n. m. y que el mayor número de ejemplares se ha localizado entre los 1.300 y 2.380 m s. n. m.

Además, las zonas idóneas donde la especie crece son aquellos sitios moderadamente perturbados donde la vegetación arbustiva y xerofítica están presentes, ya que este tipo de vegetación se localizan en matorrales secos montano bajo o en los bosques secos (Arévalo, 2012; Vélez, 2023; Chimarro et al., 2023). Otras variables que influyen sobre la presencia de esta especie son la temperatura máxima del mes más cálido y la temperatura media de cuarto más seco, dado que la planta prefiere temperaturas altas para un buen crecimiento y reproducción (Terán-Portelles et al., 2019; Vélez, 2023). Sin embargo, si se presentan valores extremadamente altos pueden afectar negativamente la fisiología de la planta, generando afecciones, como deformaciones en los órganos reproductores que podrían afectar la germinación, crecimiento de las plántulas, la floración e incluso causar estrés hídrico principalmente en áreas con escasez de agua (Chaves-Barrantes & Gutiérrez-Soto, 2017). Por otra parte, la temperatura media de cuarto más húmedo y la temperatura media del cuarto más frío son importantes, ya que, las temperaturas bajas podrían estimar una mejor dispersión de las semillas de *C. wagneri* a treves del viento (Arévalo, 2012).

C. wagneri se distribuye a lo largo de la cuenca media y baja del río Mira en áreas idóneas muy restringidas para su presencia, con esta investigación se estima que las áreas con idoneidad muy alta en ambos periodos cubren menos del 1 %, es decir 4.262,56 ha (0,80 %) y 990,18 (0,19 %), de igual manera las zonas con idoneidad alta apenas ocupan el 24.356,36 ha (4,56 %) y 22.909,21 ha (4,29 %) del total del área de estudio. La reducción y fragmentación de su hábitat está principalmente relacionado con las diversas actividades antropogénicas como los incendios forestales, ganadería, introducción de especies invasoras, expansión de las fronteras agrícolas y construcción de viviendas (Terán-Portelles et al., 2019), actividades que se han desarrollado de manera no sostenible, de tal forma, que han provocado una disminución de la cobertura vegetal y un aumento de áreas urbanas y rurales (Arias-Muñoz et al., 2024).

La fragmentación ecológica en la cuenca del río Mira se manifiesta de manera contundente a través de datos concretos obtenidos en el estudio de Vilema-Ramos et al. (2023) sobre los cambios en la cobertura del matorral seco montano en el valle Chota. Según los resultados de este estudio, se ha observado una disminución

alarmante del 30 % en la extensión de hábitats naturales en la región, lo que ha generado una fragmentación significativa del paisaje. Esta reducción en la cobertura vegetal ha llevado a la creación de áreas fragmentadas que han impactado directamente en la distribución de especies endémicas como *Croton wagneri*. Estos datos cuantitativos respaldan la necesidad urgente de implementar medidas de conservación para proteger la biodiversidad local y restaurar la conectividad de los hábitats fragmentados en la cuenca del río Mira.

Un estudio realizado por Vargas et al. (2019) determinó que los principales factores de pérdida de hábitat de las especies en Perú y Bolivia son los cambios del paisaje y la deforestación, tal como sucede en el Ecuador. Además, la disminución en el tamaño de los parches de hábitat pone en peligro la supervivencia de las especies, ya que existe un rango óptimo de supervivencia y un límite de tolerancia en la cantidad y calidad del hábitat (Otavo & Echeverría, 2017). Esta reducción puede aumentar la probabilidad de extinción de la población de una especie, ya que a medida que aumenta el grado de fragmentación el tamaño de los parches se reduce (Fahrig et al., 2019; Arasa-Gisbert et al., 2021). Por lo general, también las especies se enfrentan al efecto de borde que se origina por los cambios de cobertura vegetal y las actividades antropogénicas (Peña-Becerril et al., 2005; Arévalo-Morocho et al., 2023). El efecto borde puede provocar la llegada y establecimiento de especies invasoras que compiten con las especies autóctonas por recursos, alterando la dinámica natural del ecosistema lo que puede afectar la distribución y supervivencia de las especies presentes en el área de borde (Peña-Becerril et al., 2005; Arasa-Gisbert et al., 2021).

5. Conclusiones

Los principales cambios identificados incluyen la pérdida de cobertura forestal, arbustiva y xerofítica, así como el aumento de áreas destinadas a cultivos, pastizales y zonas urbanas. Estos cambios están directamente relacionados con actividades humanas como la agricultura, la urbanización y la ganadería, que han fragmentado el hábitat natural de la especie estudiada. Esta transformación del paisaje ha generado una pérdida considerable de hábitat para *Croton wagneri*, lo que pone en peligro su supervivencia en la región. En particular, el *Croton wagneri* se encuentra distribuido en áreas muy restringidas y específicas a lo largo de la cuenca media y baja del río Mira. Estas áreas idóneas para su presencia se localizan en parroquias como San Miguel de Ibarra, Ambuquí, Salinas, San Vicente de Pusir, Juan Montalvo, La Concepción, San Antonio, Urcuquí, Tumbabiro y Pimampiro. Al comparar los modelos de distribución de esta especie con el mapa de cobertura vegetal, se estima una disminución de 3.272,38 hectáreas (0,61 %) en las áreas con idoneidad “muy alta”, 1.447,15 ha (0,27 %) en áreas con idoneidad “alta” y 3.616,02 ha (0,67 %) en áreas con idoneidad “baja”. Este declive se debe al cambio en la cobertura vegetal, impulsado por la expansión de zonas de cultivo, construcción de viviendas, incendios forestales y ganadería. Estos usos han incrementado la fragmentación y pérdida de hábitat para el *Croton wagneri*.

Las variables que más influyen en el nicho ecológico y la distribución del *Croton wagneri* en el área de estudio son la cobertura vegetal, especialmente en zonas menos perturbadas donde se encuentra la vegetación xerofítica y arbustiva. La elevación óptima para esta especie se sitúa entre 1.500 y 2.000 m s. n. m., aunque también puede encontrarse en altitudes que varían desde los 800 hasta los 2.800 m s. n. m. En términos de temperatura, el rango óptimo se encuentra entre 24-26 °C para la temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5), mientras que las temperaturas medias del cuarto más húmedo (Bio 8) y del cuarto más frío (Bio 11) oscilan entre 18-20 °C. Por último, la temperatura media del cuarto más seco (Bio 9) varía entre 16 y 20 °C. Estos factores son clave para entender la distribución de esta especie en su hábitat natural.

Los hallazgos de este estudio pueden ser útiles para futuras investigaciones que busquen analizar cómo los cambios en la cobertura vegetal afectan la distribución de especies en estado de amenaza. Esta información puede ser valiosa para tomar medidas en la conservación de la biodiversidad y la planificación del territorio, especialmente para instituciones gubernamentales, como el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador, organizaciones ambientales locales y comunidades indígenas de la región. Estas entidades pueden usar esta información para implementar medidas de conservación, planificación territorial y manejo sostenible de los recursos naturales en la cuenca del río Mira, con el objetivo de minimizar los daños ambientales evaluados y proteger la biodiversidad a futuro.

La metodología implementada en este estudio ha demostrado ser eficaz para identificar los cambios en la cobertura vegetal y su impacto en la distribución de la Mosquera en la cuenca del río Mira, proporcionando validaciones confiables. Sin embargo, al replicar este procedimiento, es crucial tener en cuenta varios factores. La disponibilidad de imágenes, especialmente en áreas con alta nubosidad, y la complejidad de los datos de teledetección pueden complicar su procesamiento y análisis. Además, las limitaciones

en la resolución espacial y temporal de las imágenes satelitales pueden afectar la precisión del análisis multitemporal. Las correcciones atmosféricas son fundamentales, pero pueden influir en la calidad de las imágenes. En particular, los problemas de fallo del escáner en 2003 con Landsat 7 ETM afectaron la calidad de las imágenes posteriores, lo cual debe tenerse en cuenta al analizar series temporales. El sesgo de muestreo en los datos de presencia y ausencia de especies también debe considerarse, ya que la calidad y disponibilidad de los datos utilizados pueden influir en la precisión de los modelos generados. Por lo tanto, es esencial contar con datos completos y fiables. Finalmente, MaxEnt asume ciertos supuestos, como el equilibrio de las especies con su entorno, que pueden no ser válidos en todos los casos.

Agradecimientos

La autoría desea expresar su más sincero agradecimiento a la Universidad Técnica del Norte, la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales y la Carrera de Recursos Naturales Renovables por el apoyo brindado durante la realización de la presente investigación.

Referencias

- Abad-Auquilla, A. (2020). El cambio de uso de suelo y la utilidad del paisaje periurbano de la cuenca del río Guayllabamba en Ecuador. *Revista de Ciencias Ambientales*, 54(2), 68-91. <https://dx.doi.org/10.15359/rca.54-2.4>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa, and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology*, 43, 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., & Andresen, E. (2021). El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. *Ecosistemas* 30(3), 2156. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2>
- Araújo, M., Pearson, R., Thriller, W., & Erhard, M. (2005). Validación of species-climate impact models under climate change. *Global change biology*, 11(9), 1504-1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x>
- Arévalo, A. (2012). *Estructura y distribución espacial de Croton wagneri Müll. Arg. (Euphorbiaceae) en un gradiente del matorral seco del sur de Ecuador* [Undergraduate thesis, Universidad Particular de Loja]. Repositorio Institucional de la UTPL (RiUTPL). <http://dspace.utpl.edu.ec/handle/123456789/3219>
- Arévalo-Morocho, C., Jácome-Aguirre, G., Ortega-Andrade, S., Rosales-Enríquez, O., & Rodríguez-Echeverry, J. (2023). Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *Dipsas elegans* en el norte de Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (79), 231-250. <https://doi.org/10.14198/INGEO.23541>
- Arias-Muñoz, P., Saz, M., & Escolano, S. (2023). Effects of land use change on soil erosion in the uppermiddle basin of Mira River in Andean-Ecuador. *Acta Geographica Universitatis Comenianae*, 67(1), 115-140.
- Arias-Muñoz, P., Saz, M., & Escolano, S. (2024). Tendencias de cambio de usos y coberturas de suelo en la cuenca hidrográfica media-alta del río Mira en Ecuador. *Investigaciones Geográficas*, (81), 155-179. <https://doi.org/10.14198/INGEO.25248>
- Campos, C. (2018). *Análisis multitemporal de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal para el desarrollo de un modelo probabilístico prospectivo en la cuenca del río Capucuy Imbabura* [Undergraduate thesis, Universidad Internacional SEK]. Repositorio Digital Universidad Internacional SEK. <http://repositorio.uisek.edu.ec/handle/123456789/3133>
- Cerón, C., Riina, R., Santiana, J., & Tye, A. (2017). *Croton wagneri*. In León-Yáñez, S., R. Valencia, N. Pitmam, L. Endara, C. Ulloa Ulloa y H. Navarrete (Eds), *Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/floraweb/librorojo/FichaEspecie/Croton%20wagneri>
- Chaves-Barrantes, N., & Gutiérrez-Soto, M. (2017). Respuestas al estrés por calor en los cultivos. I. Aspectos moleculares, bioquímicos y fisiológicos. *Agronomía Mesoamericana*, 28(1), 237-253. <http://dx.doi.org/10.15517/am.v28i1.21903>
- Chiles, G. (2020). *Caracterización de la variabilidad climática de la cuenca hidrográfica del río Mira en el período 1981-2010, con base en la información hidrometeorológica disponible* [Graduate thesis, Universidad Andina Simón Bolívar]. <http://hdl.handle.net/10644/7782>
- Chimarro, J., Cué, J., Arcos, C., & Paredes, H. (2023). *Flora del bosque seco en la provincia del Carchi*. Universidad Técnica del Norte (p. 51). <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/15162>
- Chuvieco, E. (. (2010). *Teledetección Ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio* (3rd ed.). Ariel Ciencia.
- Changjiang Institute Of Survey, Planning, Design And Research (CISPDR). (2016). *Plan hidráulico regional de la demarcación hidrográfica Mira*. <https://suia.ambiente.gob.ec/files/MEMORIA%20DH%20MIRA.pdf>
- Çoban, H., Örucü, Ö., & Arslan, E. (2020). MaxEnt modeling for predicting the current and future potential geographical distribution of *Quercus libani* Olivier. *Turquia: Sustainability*, 12(7), 2671. <https://doi.org/10.3390/su12072671>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL]. (2016). Daño y pérdida de biodiversidad. *Horizontes 2030*. <https://www.cepal.org/es/temas/biodiversidad/perdida-biodiversidad>

- Correia, M. (2019). Criterios confiables para la construcción del modelo de Máxima Entropía (MAXENT) Segunda parte. *FUNDATUN*. https://issuu.com/fundatun/docs/2019_03_rev_cofa/s/88967
- Del Toro, N., Cánovas-García, F., Alonso-Sarría, F., & Gomariz-Castillo, F. (2015). Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la cuenca del río Argos (región de Murcia). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 67, 327-347. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5035579>
- Dormann, C., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García Márquez, J. R., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Colinealidad: una revisión de los métodos para tratarla y un estudio de simulación que evalúe su desempeño. *Ecografía*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dou, W., Ren, Y., Wu, Q., Ruan, S., Chen, & Bloyet, D., & Constans, J. (2007). kappa for the agreement measure of fuzzy classifications. *Neurocomputing*, 70(46), 726-734. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2006.10.007>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, JR, Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, DJ., & Watling, J. (2019). ¿La fragmentación del hábitat es mala para la biodiversidad? *Conservación biológica*, 230, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Fátima, S.H., Atif, S., Rasheed, S.B., Zaidi, F., & Hussain, E. (2016). Species distribution modelling of *Aedes aegypti* in two dengue-endemic regions of Pakistan. *Trop. Med. Int. Health.*, 21, 427-436. <https://doi.org/10.1111/tmi.12664>.
- Fick, S., & Hijmans, R. (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Revista Internacional de Climatología*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Gallien, L., Douzet, R., Pratte, S., Zimmermann, N., & Thuiller, W. (2012). Invasive species distribution models – how violating the equilibrium assumption can create new insights. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1126-1136. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00768.x>
- Gómez, L.F., Gallego, B., & Naranjo, L. G. (2017). *Atlas socioambiental de las cuencas transfronterizas Mira y Mataje: aportes para su ordenamiento y gestión integral Colombia-Ecuador*. WWF-Colombia.
- Global Biodiversity Information Facility [GBIF]. (2020). *Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.f6nxgf>
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (2015). *Estudios e investigaciones hidrológicas cuenca río Mira*. <https://n9.cl/78efi>
- Jácome, G., Vilela, P., & Yoo, C. (2019a). Present and future incidence of dengue fever in Ecuador nationwide and coast region scale using species distribution modeling for climate variability's effect. *Ecological Modelling*, 400, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.03.014>
- Jácome, G., Vilela, P., & Yoo, C. (2019b). Social-ecological modelling of the spatial distribution of dengue fever and its temporal dynamics in Guayaquil, Ecuador for climate change adaption. *Ecological Informatics*, 49, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.11.001>
- Landis, J., & Koch, G. (1997). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 159-174. <https://doi.org/10.1148/radiol.2282011860>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador [MAE]. (2012a). *Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador [MAE]. (2012b). *Socio Bosque: Convenios para colectivos bosque y páramo*. Ecuador ama la vida.
- Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE]. (2016). *Plan hidráulico regional de la demarcación hidrográfica Mira*. Changjiang Institute of Survey Planning Design and Research. <https://suia.ambiente.gob.ec/files/MEMORIA%20DH%20MIRA.pdf>
- Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE]. (2017). *Deforestación del Ecuador continental periodo 2014-2016*.
- Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica [MAATE]. (2019). *Proyecto Socio Bosque de conservación: Sistema para protección de bosques, páramos, manglares y vegetación*.

- Mota-Vargas, C., Encarnación-Luévano, A., Ortega-Andrade, H., Prieto-Torres, D., Peña-Peniche, A., & Rojas-Soto, O. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. In C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Libermex (pp. 39-63). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. http://repositorio.ikiam.edu.ec/jspui/handle/RD_IKIAM/340
- Moya, W., Jácome, G., & Yoo, C. (2017). Tendencias pasadas, actuales y futuras de la langosta roja basadas en PCA con modelo MaxEnt en las Islas Galápagos, Ecuador. *Ecología y Evolución*, 7(13), 4881-4890. <https://doi.org/10.1002/ece3.3054>.
- Müller Argoviensis, J. (1872). **Croton wagneri**. In *Flora*, 4, 6.
- Muñoz-Marcillo, J. L., Andrade-Mesía, M., & González-Osorio, B. (2016). Cambio multitemporal de la cobertura vegetal y fragmentación en la reserva ecológica "Mache-Chindul" Ecuador. *European Scientific Journal, ESJ*, 12(30), 152. <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2016.v12n30p152>
- Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN). (2009). Ecosistemas del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Publicación Miscelánea No. 6. Serie de Publicaciones del MECN – Fondo Ambiental del MDMQ. 1 – 51 pp. Imprenta Nuevo Arte. http://inabio.biodiversidad.gob.ec/wp-content/uploads/2018/12/L_Guia_ecosistemas_DMQ-1.pdf
- Ojeda, T., Zhunusova, E., Günter, S., & Dieter, M. (2020). Medición de los ingresos forestales y agrícolas en las fronteras de las selvas tropicales de las tierras bajas del Ecuador: ¿Importan la deforestación y las estrategias de conservación? *Política y economía forestales*, 111, 102034. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102034>
- Peña-Becerril, J., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F., & Orozco-Almanza, M. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91-98. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43220804>
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pinchao Silva, D. E. (2024). *Aplicación de un acabado para otorgarle propiedades antibacterianas utilizando el extracto de hierba mosquera "Crotón wagneri müll. Arg" en un tejido plano 100% algodón* [Undergraduate thesis, Universidad Técnica del Norte]. Repositorio Digital Universidad Técnica del Norte. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/15452>
- Pozo, D. (2023). *Efecto del cambio climático sobre el patrón de distribución y fisiología reproductiva de Croton guatemalensis Lotsy en Chiapas* [Doctoral thesis, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas]. Repositorio UNICACH. <https://repositorio.unicach.mx/handle/20.500.12753/4830>
- Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotpost mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Quintana, C. (2013). *Plantas silvestres de los valles secos cercanos a Quito* [Guía ilustrada]. In Publicaciones del Herbario QCA, PUCE (p. 270). <https://edipuce.edu.ec/plantas-silvestres-de-los-valles-secos-cercanos-a-quito/>
- Rong, Z., Zhao, C., Liu, J., Gao, Y., Zang, F., Guo, Z., Mao, & Wang, L. (2019). Modelización del efecto del cambio climático en la distribución potencial de la píce de Qinghai (*Picea crassifolia* Kom.) en las montañas Qilian. *Bosques*, 10(1), 62. <https://doi.org/10.3390/f10010062>
- Sellers, C., Buján, S., Corbelle, E., & Miranda, D. (2017). EJE 07-09 Morfología interpretativa de alta resolución usando datos LiDAR en la cuenca hidrográfica del río Paute en Ecuador. *Memorias Y Boletines De La Universidad Del Azuay*, 1(XVI), 399-411. <https://revistas.uazuay.edu.ec/index.php/memorias/article/view/87>
- Shcheglovitova, M., & Anderson, R. (2013). Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.011>

- Terán-Portelles, E., Cuéllar-Cuéllar, A., Salas-Olivet, E., & Pardo-Andreu, G. (2019). Toxicidad aguda del extracto hidroalcohólico de *Croton wagneri* Müll. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 24(2), 1-13. <https://revplantasmedicinales.sld.cu/index.php/pla/article/view/791/372>
- Toranza, C., Brazeiro, A., & Maneyro, R. (2016). Anfibios amenazados de Uruguay: efectividad de las áreas protegidas ante el cambio climático. *Ecología austral*, 26(2), 138-149. <https://doi.org/10.25260/EA.16.26.2.0.136>
- Troya, A., Bersosa, F., & Espinoza, L. (2016). Insectos de los remanentes de bosques secos Andinos del norte de Ecuador. *Revista Ecosistemas*, 25(2), 79-82-82. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-2.10>
- Vargas, C., Montalbán, J., & León, A. (2019). Early warning tropical forest loss alerts in Perú using Landsat. *Environmental Research Communications*. 1:121002. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab4ec3>
- Velásquez, M. (2021). *Efectos sobre las variables hidrológicas y la provisión potencial de servicios ecosistémicos producto del cambio de cobertura vegetal. Caso de estudio sistema socioecológico de la cuenca del Río Mira* [Doctoral thesis, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio institucional Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/79796>
- Vélez, D. (2023). *Biotic and abiotic determinants of the sex ratio in a monoecious shrub in a dry ecosystem* [Doctoral thesis, Universidad Rey Juan Carlos]. Dialnet plus. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=317460>
- Vilema-Ramos, B., León-Espinoza, M., Layana-Bajaña, E., & Rosales-Enríquez, O. (2023). Cambios en la cobertura del matorral seco montano del Valle Chota (Imbabura y Carchi, Ecuador) entre 1990 y 2020. *Revista Peruana de Biología*, 30(4), e24672. <https://doi.org/10.15381/rpb.v30i4.24672>
- Vistín, D. A., Salas, E. M., Balseca, J. E., & Lara, N. X. (2023). Distribución potencial de *Polylepis incana* en los Andes ecuatorianos para estudios de fisiología vegetal y planes de rehabilitación forestal. *Ecología Austral*, 33(1), 001-012. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.1991>
- Yan, H., Feng, L., Zhao, Y., Feng, L., Wu, D., y Zhu, C. (2020). Prediction of the spatial distribution of *Alternanthera philoxeroides* in China based on ArcGis and Maxent. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00856. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00856>
- Zumaeta, D. (2019). Análisis multitemporal y predictivo del cambio de uso del suelo y pérdida de cobertura vegetal. *Revista Científica UNTRM: Ciencias Naturales E Ingeniería*, 2(3), 81-89. <https://doi.org/10.25127/ucni.v2i3.607>