






Cita bibliográfica: 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>

Evaluación del cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *Dipsas elegans* en el norte de Ecuador

*Evaluation of forest landscape change and its impact on the distribution of *Dipsas elegans* in northern Ecuador*

Cristian Arévalo-Morocho¹ 
Gabriel Jácome-Aguirre^{2*} 
Sania Ortega-Andrade³ 
Oscar Rosales-Enríquez⁴ 
James Rodríguez-Echeverry⁵ 

Resumen

La cuenca hidrográfica del río Mira en Ecuador posee una alta biodiversidad, sin embargo, el uso intensivo del suelo ha ocasionado cambios en el paisaje y ha generado alteraciones en la distribución de especies. El presente estudio evalúa los patrones espaciales del paisaje boscoso y sus impactos en la distribución de *Dipsas elegans* (Boulenger, 1986) mediante mapas temáticos de uso y cobertura de suelo derivados de imágenes satelitales Landsat de los años 1991, 2000 y 2017, y la generación de métricas para la evaluación del paisaje boscoso. Adicionalmente, se analizó la distribución potencial de *D. elegans* usando el modelo de máxima entropía (MaxEnt). Los resultados obtenidos evidenciaron que existió una pérdida del bosque de 235.726,96 ha (10,28%) con una tasa de deforestación anual del 0,44%. Además, se registró un incremento del número de parches (1.249-1.741) y su densidad (0,23-0,33), lo que demuestra fragmentación del bosque nativo debido al avance del uso de suelo agrícola y la deforestación. *D. elegans* se distribuye principalmente en la cuenca media del río Mira, la cual registra la presencia de bosque nativo y otras coberturas con un área de 104.747 ha (19,6%). La pérdida de hábitat de *D. elegans*, respecto al modelo de distribución fue de 33.859,33 ha (32,32%), lo que demuestra que la especie es susceptible a la reducción del tamaño de parche, efectos borde y aislamiento de hábitat.

Palabras clave: Métricas del paisaje; distribución potencial; efectos de borde; aislamiento de hábitats, cuenca del río Mira.

Abstract

The Mira River basin in Ecuador has a high biodiversity. However, the intensive land-use has led to landscape changes and generated alterations in the distribution of species. This study evaluates the spatial patterns of the forest landscape and its impacts on the distribution of *Dipsas elegans* (Boulenger,

1 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. cearevalom@utn.edu.ec

2 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. gajacomea@utn.edu.ec

* Autor para correspondencia

3 Grupo de Investigación de Ciencia en Red (eCIER). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. smortega@utn.edu.ec

4 Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte, Ecuador. oarosales@utn.edu.ec

5 Facultad de Ingeniería Forestal, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. wairajames@yahoo.com

1986). Landsat satellite images of 1991, 2000, and 2017 have been used and landscape metrics have been generated for the evaluation of the forested landscape. Additionally, the analysis of the potential distribution of *D. elegans* has been performed using the maximum entropy model (MaxEnt). The results show a decrease in the forest cover of 235.726,96 ha (10,28%) and an annual deforestation rate of 0,44%. In addition, the native forest displays fragmentation due to the increase in the number of patches (1.249-1.741) and its density (0,23-0,33), because of agriculture advance and deforestation. *D. elegans* is mainly distributed in the middle basin, which is composed of native forest and other coverage with an area of 104.747 ha (19,6%). Habitat loss with respect to the distribution model accounts for 33.859,33 ha (32,32%), which shows that the species is susceptible to patch size reduction, edge, effects and habitat isolation that threaten the specie's presence.

Keywords: Landscape metrics; potential distribution; edge effects; habitat isolation; Mira river basin.

1. Introducción

Los paisajes tropicales registran la presencia de la mayor biodiversidad del mundo debido a que son parte de áreas de prioridad de conservación mundial (Tapia-Armijos et al., 2015; Otavo & Echeverría, 2017). Sin embargo, se han reportado alteraciones en los paisajes boscosos debido a los cambios de uso del suelo, que han causado la pérdida y fragmentación de hábitats (Otavo & Echeverría, 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b). Estas dos alteraciones son las más reconocidas para los paisajes boscosos (Otavo & Echeverría, 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b); y, por ende, el cambio de uso de suelo ha modificado sus patrones espaciales, así como los nichos ecológicos de varias especies (Nájera-González et al., 2010; Schulz et al., 2010; Lozano et al., 2011; De Almeida et al., 2020). En consecuencia, estas alteraciones pueden causar la pérdida de biodiversidad debido a la fragmentación y a la disminución sustancial de los bosques nativos (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; De Almeida et al., 2020). Factores como la reducción del tamaño de parche boscoso, la calidad del hábitat, el aumento de borde, el número de parches y la pérdida de conectividad, son considerados como efectos de la fragmentación y son capaces de originar atomizaciones en las distribuciones originales de las especies, sobre todo en su riqueza y abundancia (Echeverría et al., 2014; Otavo & Echeverría, 2017; Maiorano et al., 2019; Atouchi et al., 2020). Esto ha aumentado el riesgo de amenaza y de extinción debido a la continua segmentación y pérdida de los bosques tropicales y templados (Maciel et al., 2015; Otavo & Echeverría, 2017).

En Ecuador existen paisajes boscosos con alto valor de conservación debido a la diversidad de bosques nativos y el endemismo de especies (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). Sin embargo, un paisaje singular y poco protegido es el bosque nativo de la cuenca del río Mira, que a pesar de su importancia para la conservación de la biodiversidad se ve afectado por diversos procesos antrópicos, tales como: agricultura extensiva, ganadería, extracción de leña, sobreexplotación de especies, concesiones de minería a gran escala y minería ilegal, que han sido asociados directamente con la degradación y pérdida del bosque nativo en el paisaje de esta cuenca (Aguirre et al., 2006; Gómez et al., 2017), lo que también ha afectado a la diversidad de especies de reptiles (Reyes-Puig et al., 2017), de los cuales un número importante se encuentra bajo amenaza según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Entre las especies amenazadas se encuentra *Dipsas elegans* (Boulenger, 1896), conocida como culebra caracolera, que además es endémica de Ecuador (Carrillo et al., 2005; Arteaga, 2020). En su ambiente natural, esta serpiente ovípara de hábitos nocturnos se caracteriza por poseer un dorso con bandas transversales de color café oscuro y un vientre café claro con pequeñas manchas (Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales [MECN], 2009; Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Es posible encontrarla al occidente de los Andes del Ecuador dentro de zonas tropicales, subtropicales y templadas con climas muy lluviosos, vegetación muy espesa y en elevaciones que van desde los 40 hasta los 2900 m.s.n.m. aproximadamente (Cadle, 2005; Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Actualmente, se encuentra categorizada como "Vulnerable" en la Lista Roja de reptiles del Ecuador y la UICN (Carrillo et al., 2005; UICN, 2012; Cisneros-Heredia et al., 2017), debido a que está amenazada por la destrucción, fragmentación y contaminación de su hábitat (Pazmiño-Otamendi et al., 2019), lo que está originado principalmente por diversos procesos antrópicos (Aguirre et al., 2006; Mittermeier et al., 2011; Gómez et al., 2017). Si bien existen pocos estudios puntuales de la transformación del paisaje boscoso en la cuenca del río Mira (Reyes-Puig et al., 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a), a la fecha no se han realizado investigaciones que determinen los cambios en los

patrones espaciales paisajísticos y sus impactos en la distribución de *D. elegans*. Por esa razón, el presente estudio analiza las implicaciones que tienen tales cambios dentro del hábitat de la especie, la cual depende primordialmente del bosque nativo. En ese sentido, la información generada contribuirá en la planificación de acciones o estrategias de conservación de la cobertura boscosa y de *D. elegans* a escala de paisaje.

2. Metodología

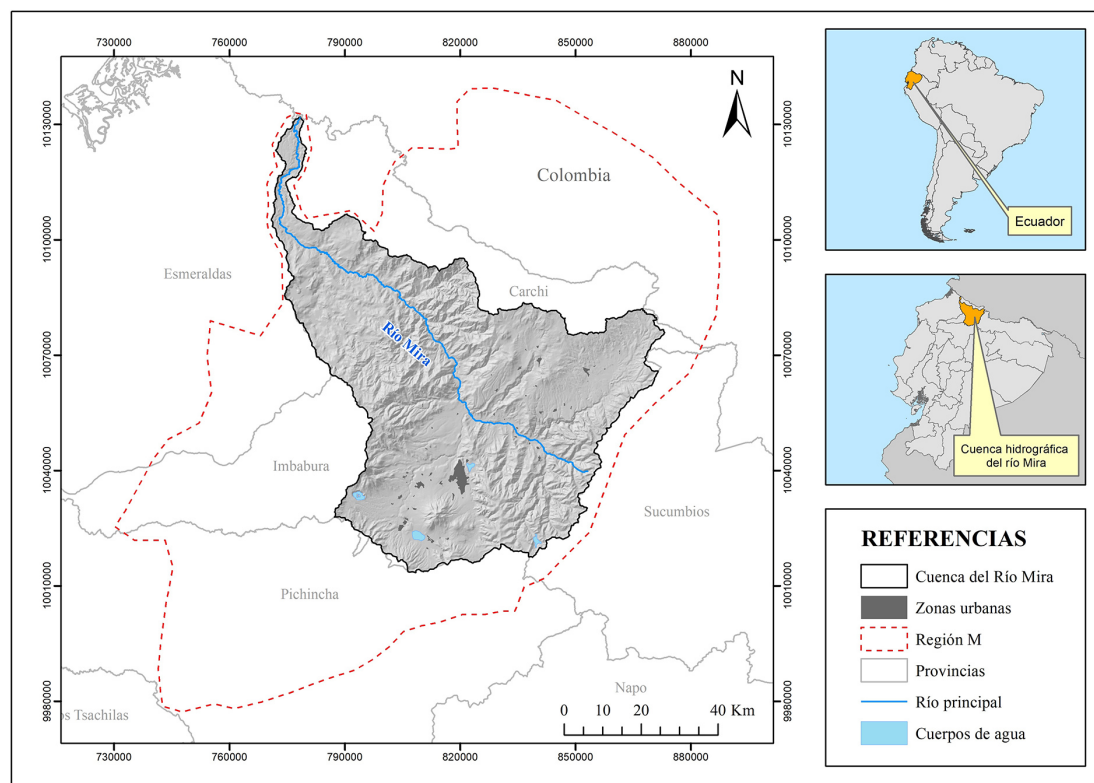
La siguiente secuencia metodológica fue aplicada con el fin de evaluar el cambio del paisaje boscoso y su impacto en la distribución de *D. elegans*:

1. Determinación de los patrones espaciales del paisaje,
2. Modelamiento de la distribución potencial de la especie,
3. Análisis de la pérdida de hábitat e impactos del cambio en el paisaje boscoso sobre *D. elegans*.

2.1. Área de estudio

Ecuador y Colombia comparten la cuenca binacional del río Mira con una superficie de 10.459,65 km² (Gómez et al., 2017). El presente estudio se realizó en la sección correspondiente al territorio ecuatoriano, la cual se ubica entre las provincias de Imbabura, Carchi y Esmeraldas ocupando una superficie de 5.338,58 km² (Figura 1). Su rango altitudinal es de 131 a 4.840 m.s.n.m. y su clima es variable debido a un patrón complejo y cambiante del sistema orográfico. La temperatura media anual varía de 9 °C, en las divisorias de agua de la parte alta de la cuenca a 3.400 m.s.n.m., hasta 22 °C en la parte baja de la cuenca (Instituto Nacional de Meteorología en Hidrología, 2005); y presenta una precipitación anual de 900 mm y 2.800 mm en las zonas bajas y altas, respectivamente (Gómez et al., 2017). Actualmente, el uso del suelo corresponde en un 12,50% a pastos, 29,90% de bosque, 8,35% de vegetación arbustiva, 10,79% de páramos, 33,64% de cultivos 0,82% de zona urbana, 0,31% de cuerpos de agua y 3,70% de área sin vegetación (Arias, 2019). Además, la cuenca tiene una población de 96.772 habitantes, equivalente a una densidad poblacional de 18 personas por km², conformada por los pueblos Awá, Kichwa, Afrodescendientes de agricultores y Mestizos (Gómez et al., 2017).

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Mira, Ecuador



Fuente: Sistema Nacional de Información, 2014. Elaboración propia

2.2. Imágenes satelitales

Los análisis de cambio de uso del suelo y patrones espaciales se realizaron a través de imágenes satelitales Landsat para los años 1991 (Landsat 4-5 TM), 2000 (Landsat7 ETM +) y 2017 (Landsat 8 OLI), con una resolución espacial de 30 x 30 m/píxel, la cual es importante para cuantificar los análisis de fragmentación (Millington et al., 2003). Las imágenes fueron obtenidas del portal web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) y la NASA (<https://earthdata.nasa.gov/>). La corrección atmosférica y radiométrica de las imágenes satelitales se realizó con los softwares ENVI 5.3 y ArcGIS 10.8, para eliminar el efecto de los aerosoles atmosféricos y la radiancia de la vegetación que llegan al sensor satelital y pueden reflejarse en las imágenes. Estas correcciones mejoraron la calidad visual de las imágenes satelitales. La identificación y clasificación de la cobertura y uso del suelo fue realizada mediante una clasificación supervisada en el software ArcGIS 10.8 empleando el método estadístico de máxima verosimilitud, el cual calculó en cada cobertura y uso de suelo las firmas espectrales de cada clase (Echeverría et al., 2006; Chuvieco, 2010). Para cada imagen se identificaron nueve clases de cobertura y uso de suelo, tales como: bosque nativo, páramo, cultivos, vegetación arbustiva, matorral seco montano, bosque seco espinoso, cuerpos de agua, área sin vegetación y zona urbana. La validación de la clasificación de 1991, 2000 y 2017 se realizó mediante la selección de 384 puntos aleatorios mostrados en la imagen clasificada a través del programa Google Earth. Finalmente, se utilizó la matriz de confusión para obtener el índice Kappa para cada una de las imágenes (Echeverría et al., 2006; Dou et al., 2007).

2.3. Análisis del cambio en la cobertura y uso de suelo

El análisis del cambio de cobertura y uso de suelo se realizó mediante la matriz de probabilidad de transición, la cual indica en términos relativos la disponibilidad de una cubierta terrestre para mantener su condición o cambiar a otra categoría (Senisterra & Gaspari, 2014). Para ello, se utilizó el módulo Land Change Modeler del software Idrisi Selva que permitió describir los aumentos y disminuciones de cobertura y uso de suelo representados en mapas temporales (Clark-Labs, 2009; Pinos-Arévalo, 2016). Además, se determinó la tasa anual de deforestación entre 1991 y 2017 de la cobertura forestal (Puyravaud, 2003).

2.4. Análisis de los patrones espaciales del paisaje

Las métricas o índices de paisaje son ampliamente usadas para analizar la profundidad, la configuración espacial y la diversidad composicional de los elementos del paisaje (Echeverría et al., 2014). Por tanto, se analizó los patrones espaciales de la cobertura boscosa entre 1991, 2000 y 2017 mediante el software Fragstats 4.2 (McGarigal et al., 2002) (Tabla 1). Este software permite analizar los patrones espaciales a nivel de parche y clase. La elección del conjunto de métricas a utilizar se basó en la revisión de estudios del paisaje que expresaran de manera explícita su configuración espacial (Echeverría et al., 2006; Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a, 2021b).

Tabla 1. Índices de parche y nivel de clase

Tipo de índices	Descripción	Unidades
Área del parche	Superficie del parche en ha	Hectáreas
Índice de parches más grande	% del paisaje compuesto por el parche más grande	Porcentaje
Densidad del parche	Número de parches en 100 ha	n/100 ha
Número de parches	Número de parches del tipo de parche correspondiente	Ninguno
Borde total	Borde de paisaje que involucra el tipo de parche en los bordes	Kilómetros
Distancia euclidiana más cercana al vecino	Distancia entre el vecino más cercano del mismo tipo en metros	Metros
Índice de adyacencia	Longitud del borde entre el bosque secundario y los otros tipos de cobertura en kilómetros	Porcentaje
Índice de agregación	% de adyacencia entre píxeles de diferentes tipos de cubiertas	Porcentaje

Fuente: McGarigal et al., 2002. Elaboración propia

2.5. Datos de ocurrencia de especies

Los datos de ocurrencia de *D. elegans* se derivaron del Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org>), BioWeb Ecuador (<https://bioweb.bio/>) y de Arteaga et al. (2018). La calidad del modelo de distribución depende estrictamente de la información ingresada, para ello es necesario depurar datos inconsistentes (Morales, 2012; Ibarra et al., 2016). Es así como se utilizó Google Earth para depurar los registros que se encuentran fuera de la distribución original o errores de localización geográfica, debido a que no fue posible verificarlo en campo por la emergencia sanitaria del Covid-19.

2.6. Variables ambientales

Para determinar la distribución de *D. elegans* se utilizaron variables bioclimáticas, elevación, densidad poblacional y el índice de vegetación normalizada diferenciada (NDVI). Las variables bioclimáticas (promedio de 30 años: 1970-2000) y de elevación se obtuvieron del portal Worldclim (<https://www.worldclim.org>) (Hijmans et al., 2005). El modelo de densidad poblacional para 2015 se descargó de la página de Earthdata (<https://earthdata.nasa.gov>). Mientras que el NDVI, como medida indirecta de la estructura de la vegetación, fue calculado utilizando una imagen satelital Landsat 8 del año 2017 (López-Pérez et al., 2015), que fue obtenida desde la plataforma Earthexplore (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Todas las variables empleadas fueron procesadas en el software ArcGIS 10.8 manteniendo la resolución espacial de 30 arc sec (1 km²).

Los modelos de distribución de especies pueden mostrar sesgos debido a un conjunto de datos de variables correlacionadas que pueden generar problemas de colinealidad (Moya et al., 2017). Por esta razón, se realizó un análisis estadístico para eliminar la multicolinealidad de las 19 variables bioclimáticas utilizando el método de correlación con un umbral $|r| < 0.8$ (Yan et al., 2020) (Tabla 2) y el factor de inflación de varianza (VIF < 10) (Dormann et al., 2012; Jácome et al., 2019b) (Tabla 3). Es así como las variables seleccionadas fueron: elevación del terreno, densidad de población, índice de vegetación de diferencia normalizada, isothermalidad [(bio2/bio7)*100] (bio_3), estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100) (bio_4), rango anual de temperatura (bio5-bio6) (bio_7), precipitación del mes más húmedo (bio_13), estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) (bio_15), precipitación de cuarto más cálido (bio_18). Cabe mencionar que bio_13 y bio_18 no cumplen con la condición antes descrita; sin embargo, tienen importancia ecológica para la especie debido a que *D. elegans* está presente en áreas de bosque nuboso, bosques montanos, matorral de tierras altas en toda su distribución (Arteaga, 2020), es por este motivo que fueron consideradas para la ejecución del modelo de distribución.

Tabla 2. Matriz de correlación

Variables	bio_03	bio_04	bio_07	bio_13	bio_15	bio_18
bio_03	1	0,163	-0,432	-0,133	-0,324	-0,112
bio_04	0,163	1	-0,735	-0,116	-0,565	-0,092
bio_07	-0,432	-0,735	1	-0,186	0,563	-0,216
bio_13	-0,133	-0,116	-0,186	1	0,469	0,982
bio_15	-0,324	-0,565	0,563	0,469	1	0,440
bio_18	-0,112	-0,092	-0,216	0,982	0,440	1

Elaboración propia

Tabla 3. Factor de inflación de varianza

Variables bioclimáticas	VIF
bio_3 Isothermalidad (bio2/bio7) (*100)	1,82
bio_4 Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100)	3,24
bio_7 Rango de temperatura anual (bio5-bio6)	4,96
bio_13 Precipitación del mes más lluvioso	17,67
bio_15 Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)	2,03
bio_18 Precipitación del trimestre más cálido	18,25

Elaboración propia

2.7. Región M

La región de referencia de la distribución de *D. elegans* es necesaria para crear una máscara geográfica llamada “Región M” (Soberón & Peterson, 2005). Este proceso se realizó a través de ArcGIS 10.8, donde se cargaron los registros de presencia en formato shapefile, juntamente con las capas de contorno, altitud (DEM) y la extensión de Google Earth en ArcGIS 10.8 para una mejor visualización. El análisis de la suma de todos los expedientes permitió identificar las posibles barreras geográficas, y de esta manera delimitar la dispersión de *D. elegans* (Figura 1). Esta técnica permitió al algoritmo utilizar como área de entrenamiento una región que representa el espacio ecológico de la especie (Barve et al., 2011).

2.8. Modelo de distribución potencial

Se aplicó el modelo MaxEnt versión 3.3.3 (Phillips et al., 2006; http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) para predecir el área de distribución potencial de *D. elegans* haciendo uso de nueve variables ambientales y 26 puntos de ocurrencia de la especie. Random seed permitió garantizar que el modelo tome diferentes conjuntos de presencia para el entrenamiento y la prueba de réplica; además, se desactivaron las opciones de Extrapolate y Do clamping para evitar extrapolaciones artificiales en los valores extremos de las variables ecológicas (Elith et al., 2011). Adicionalmente, se utilizó un umbral de convergencia de 0.00001, 10000 puntos de fondo y 5000 iteraciones como límite superior para la corrida del modelo (Ávila et al., 2014). Se registró un 25% como datos de prueba (test) y el 75% como datos de entrenamiento (training) (Jácome et al., 2019a). Asimismo, se activó la opción Jackknife para analizar la contribución de cada variable y la probabilidad de presencia con base en las curvas de respuesta generadas por el modelo (Yan et al., 2020). Finalmente, se utilizó el límite de umbral Minimum training presence sugerido para especies con registros escasos y fuentes confiables (Martínez et al., 2016).

El modelo fue validado utilizando el valor del área bajo la curva (AUC, Area Under the Curve) de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) (Yan et al., 2020). El valor del AUC varía entre 0 y 1, y según Araujo y Guisan (2006), cuando este oscila entre 0,5 y 0,6 corresponde un modelo insuficiente, entre 0,6 y 0,7 se considera pobre, entre 0,7 y 0,8 es promedio, entre 0,8-0,9 es bueno y entre 0,9 y 1 es excelente. Valores inferiores a 0.5 representan un mal modelo (Mateo et al., 2011). Adicionalmente, se realizó una validación utilizando el método True Skill Statistics (TSS), debido a 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 expresan como mapas de presencia-ausencia (Allouche et al., 2006). Una vez validados los resultados, se generó el respectivo mapa de distribución potencial de la especie usando el formato de salida logístico de MaxEnt, el cual proporciona una probabilidad de presencia entre 0 y 1. Este resultado fue reclasificado en cuatro zonas de idoneidad: alta (> 0,6), moderada (0,6 a 0,4), baja (0,4 a 0,2) y nula (<0,2) (Yan et al., 2020).

2.9. Cálculo de pérdida de hábitat

La pérdida de hábitat en la distribución de *D. elegans* se calculó utilizando la capa vectorial de cobertura y uso del suelo del año 2017, así como el mapa de distribución potencial de la especie. Para esto se empleó la herramienta Intersect a fin de obtener únicamente la información que existe en el área común de las capas (Mancebo et al., 2008). Este proceso identificó las áreas de pérdida de hábitat de *D. elegans* dentro de la cuenca del río Mira.

2.10. Determinación de los impactos del cambio en el paisaje boscoso sobre la especie

Los impactos generados por el cambio en los patrones espaciales del paisaje afectan la disponibilidad de hábitats para la especie (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021a). Por esa razón, fue necesario estudiar las principales consecuencias de la fragmentación del paisaje boscoso para la distribución de *D. elegans*. Inicialmente, se analizó el efecto de la disminución del tamaño del parche con base en su área, debido a que esto puede afectar la disponibilidad de hábitat para la dispersión de la especie (Echeverría et al., 2014; Otavo & Echeverría, 2017). Los efectos de borde fueron analizados con base en el índice de borde total de los fragmentos, los cuales generan perturbación en la movilidad de la especie y la resiliencia del bosque (Erdős et al., 2013; Vinter et al., 2016). Finalmente, el índice de la distancia euclidiana al vecino más cercano fue empleado para examinar las consecuencias del aislamiento entre hábitats. Este método muestra la conectividad funcional entre hábitats aptos para la especie y su capacidad de dispersión en función de la matriz que la separa (Uezu & Metzger, 2011).

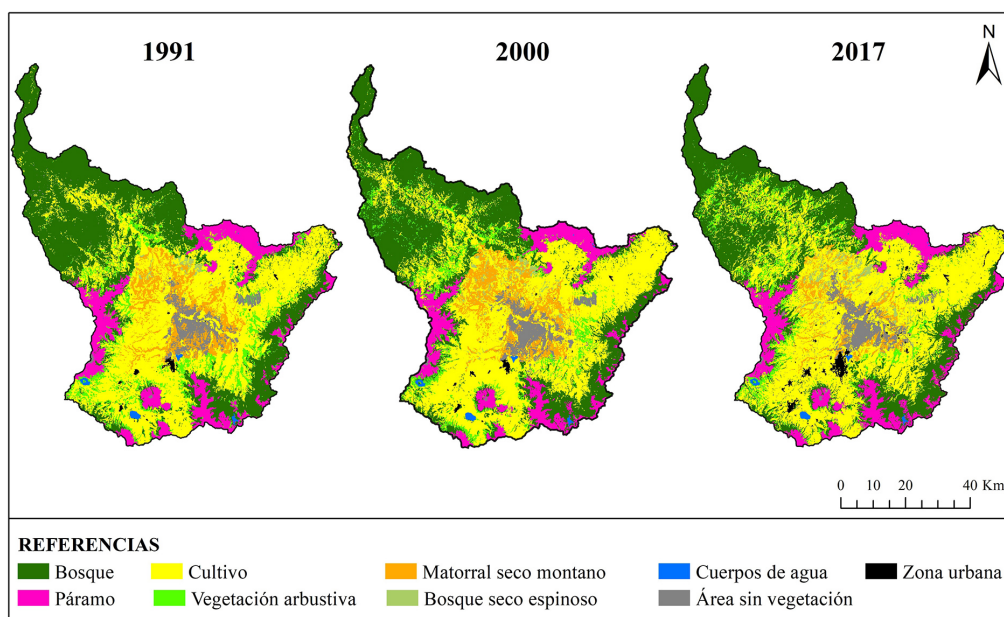
3. Resultados

La presente sección describe los resultados obtenidos mediante el enfoque metodológico descrito anteriormente, contemplando un ámbito local correspondiente a la cuenca del río Mira en Ecuador. Sin embargo, al abordar una especie vulnerable, la repercusión de su extinción tiene una connotación global. Por esa razón, la metodología aplicada es importante para el estudio de la biodiversidad y la generación de acciones de conservación.

3.1. Cambios de uso de suelo y cobertura vegetal

Para el año 1991 el bosque nativo fue la cobertura que presentó la mayor distribución dentro de la cuenca del río Mira. En el transcurso de 26 años, el área del bosque nativo dentro del paisaje disminuyó (Figura 2). Su cobertura en el período 1991-2000 se redujo de 184.182 ha a 172.262 ha (6,47%), mientras que para los años 2000-2017 la reducción fue de 172.262 ha a 164.315 ha (4,61%) (Tabla 4). Por lo tanto, el 10,78% del bosque existente en 1991 fue reemplazado por otros tipos de cubierta vegetal en 2017. Además, los cultivos aumentaron de 36,90% de la superficie terrestre en 1991 a 39,16% en 2000, y para 2017 aumentaron en un 41,26% del área total, siendo la cobertura dominante de la cuenca. De 1991 a 2017 el área de matorral seco montano presentó una disminución de 2,37% de la superficie (Tabla 4). La tasa de deforestación anual de bosques nativos en estos 26 años de estudio fue equivalente a 0,44% anual.

Figura 2. Variación temporal y espacial del uso y coberturas de la cuenca del río Mira 1991-2000-2017



Elaboración propia

Tabla 4. Área de diferentes tipos de cobertura y uso del suelo en el período 1991-2000-2017 de la cuenca del río Mira

Tipo de cobertura	1991		2000		2017	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Bosque	184.182	34,41	172.262	32,18	164.315	30,78
Páramo	58.893,20	11,00	54.671,70	10,21	59.781,40	11,20
Cultivos	197.531	36,90	209.799	39,19	220.278	41,26
Vegetación arbustiva	39.404,40	7,36	36.415,60	6,80	34.267	6,42
Matorral seco Montano	31.296,50	5,85	33.997,90	6,35	18.576,50	3,48
Bosque seco espinoso	2.354,80	0,44	4.897,08	0,91	7.847,51	1,47
Cuerpos de agua	1.709,70	0,32	1.629,56	0,30	1.543,48	0,29
Área sin vegetación	18.181,10	3,40	20.092,00	3,75	21.734,90	4,07
Zona urbana	1.752,35	0,33	1.545,49	0,29	5.494,38	1,03

Elaboración propia

3.2. Configuración espacial del bosque nativo

La modificación del paisaje en el período 1991-2017 mostró un aumento en el número de parches, obteniendo un total de 1.532 para el año 2000 y 1.741 para el 2017. Además, se evidenció fragmentación debido al aumento de su densidad, la cual registró un 0,04% por 100 ha entre 2000 y 2017. El proceso de fragmentación estuvo acompañado por la pérdida del parche más grande de bosque nativo, la cual osciló entre 22,11% y 13,01% del área total entre 1991 y 2017 (Tabla 5). La longitud total del borde aumentó constantemente en 2.774,82 km entre 1991 y 2017. Dentro del área estudiada, la distancia mínima del parche más cercano presentó variaciones para los años 1991, 2000, 2017 con valores de 231,79 m, 214 m y 217,58 m.

Tabla 5. Cambios en los índices de paisaje del bosque nativo de la cuenca del río Mira

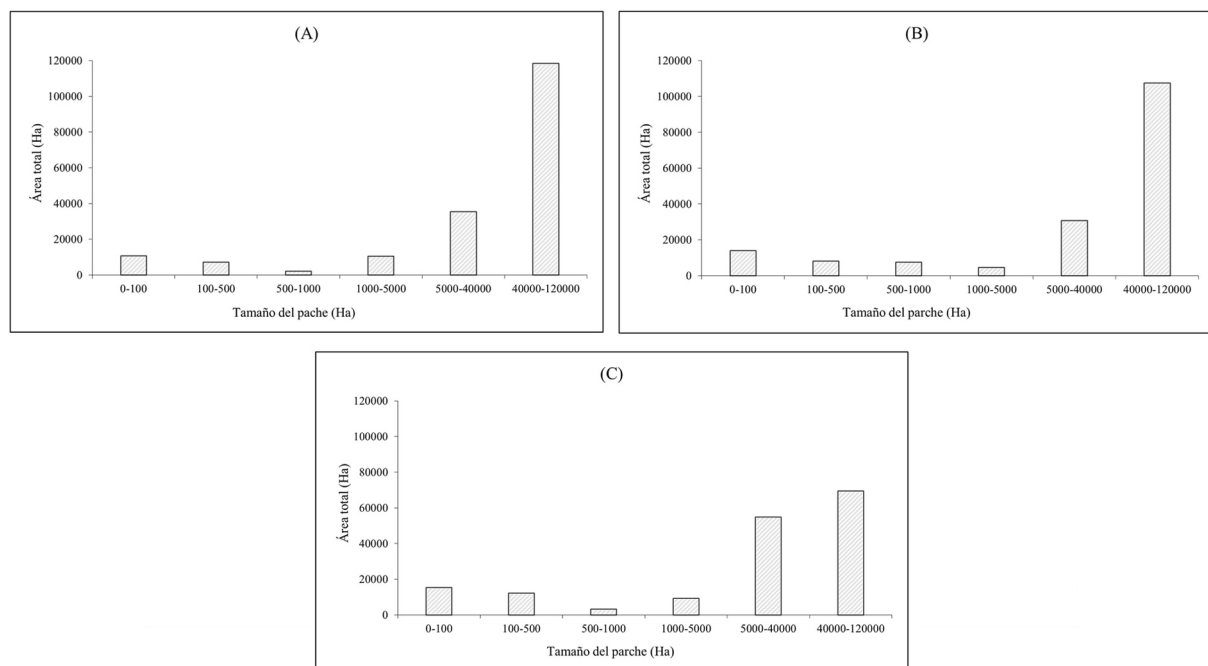
Índices	1991	2000	2017
Número de parches	1.249	1.532	1.741
Densidad del parche (n/100 ha)	0,23	0,29	0,33
Parche más grande (%)	22,11	20,08	13,01
Borde total (km)	7.696,77	9.312,27	10.471,59
Distancia euclidiana más cercana al vecino (m)	231,79	214	217,58

Elaboración propia

3.3. Variación de tamaño de parches del bosque nativo

Se identificaron varios cambios en la distribución del tamaño del área de bosque nativo en la cuenca del río Mira durante el período de estudio (Figura 3). Para el año 1991, el 64,25% de la cobertura forestal se encontraba formando un gran parche que alcanzó las 120.000 ha; la superficie restante se transformó en fragmentos de menos de 40.000 ha, donde la mitad de ellos ocupaban áreas menores a las 1.000 ha (Figura 3A). En 2000 el parche más grande de bosque disminuyó en un 62,39%; registrando un aumento de aquellos inferiores a las 1.000 ha (Figura 3B). Para el año 2017 el parche más grande disminuyó hasta alcanzar el 42,27%, mientras que hubo un aumento de 33,36% en aquellos de 5.000 y 40.000 ha; además, se evidenció un aumento en los fragmentos menores de 500 ha (Figura 3C).

Figura 3. Variación temporal del tamaño de los parches en la cuenca del río Mira. (A) 1991, (B) 2000, (C) 2017

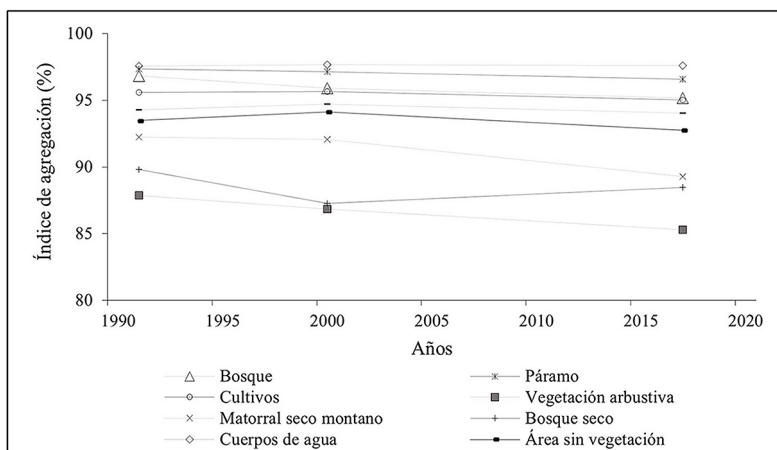


Elaboración propia

3.4. Relación espacial y temporal entre el bosque nativo y otras cubiertas

En 1991 las coberturas de bosque, páramo, cultivo, matorral seco montano, cuerpos de agua, área sin vegetación y zona urbana mostraron un índice de agregación significativo de más del 90% (Figura 4). En el año 2000 dicho valor se mantuvo mayor al 90%, excepto por la vegetación arbustiva y el bosque seco espinoso, que en comparación con 1991, se vieron reducidos hasta alcanzar el 86,84% y 87,26% respectivamente. Finalmente, en 2017 hubo desagregación en algunas coberturas. El matorral seco montano tuvo una disminución del 89,30% y la vegetación arbustiva del 85,28%; mientras que, el bosque seco espinoso aumentó su agregación. Esto muestra que el bosque mantuvo un índice de más del 95% entre 1991 y 2017 (Figura 4).

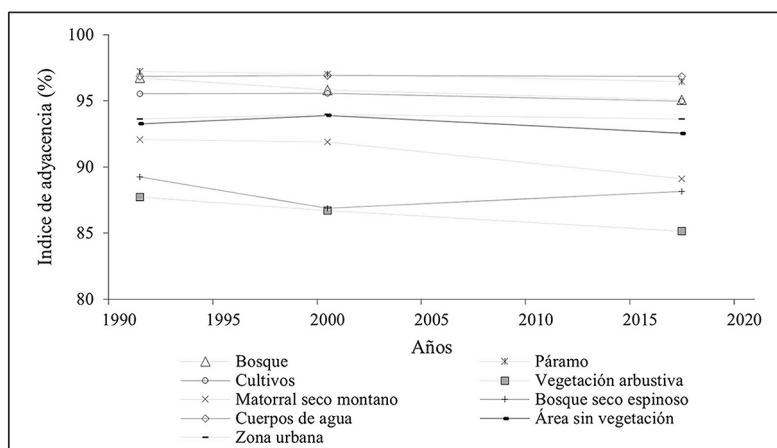
Figura 4. Cambios temporales en el índice de agregación en la cuenca del río Mira



Elaboración propia

En 1991 los parches de bosque nativo registraron un mayor porcentaje de adyacencia en relación con otros tipos de uso del suelo, especialmente cultivos y áreas urbanas con un porcentaje promedio de 94,58% (Figura 5). Sin embargo, para 2017 este índice disminuyó para todos los tipos de cobertura. Esta disminución se debió al incremento en el área de cultivos y zonas urbanas durante 26 años.

Figura 5. Cambios temporales en el índice de adyacencia en la cuenca del río Mira

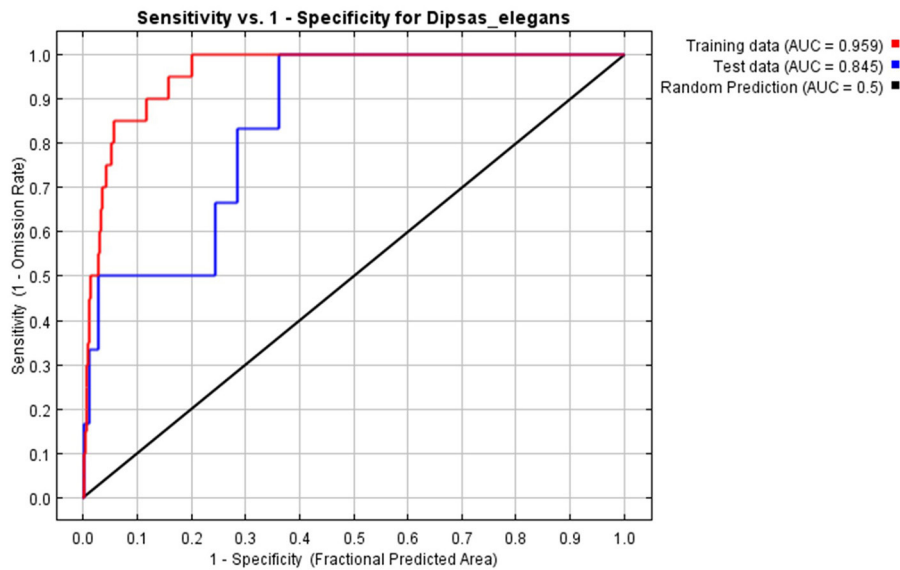


Elaboración propia

3.5. Resultados del modelo de distribución potencial de *D. elegans*

El rendimiento y la precisión del modelo de *D. elegans* mostró un buen desempeño predictivo, según el valor AUC (Training 0,959; Test 0,845) y bajo los criterios de Araujo y Guisan (2006) (Figura 6). Además, se obtuvo un valor TSS de 0,7 que también se categoriza como bueno (Ruiz-Luna et al., 2017).

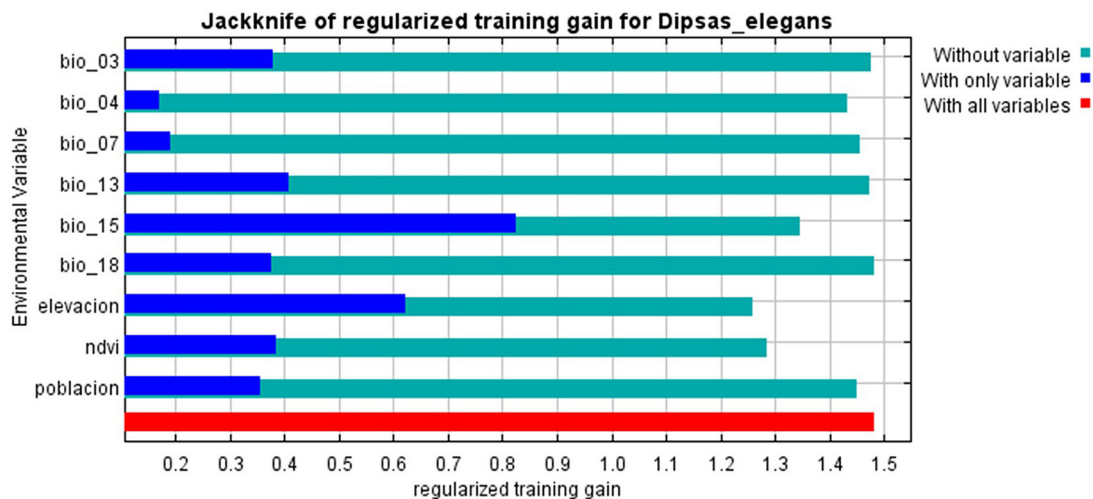
Figura 6. Curva ROC del modelo de distribución potencial de *D. elegans*



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

Los resultados de la prueba Jackknife muestran que bio_15 y elevación proporcionaron ganancias mayores 0.6, cuando se usan de forma independiente, lo que indica que estas variables contienen la información más útil por sí solas que otras variables (Figura 7). Bio_3, bio_13, bio_18, NDVI y población tuvieron una ganancia moderada cuando se emplearon de forma independiente. Mientras que para bio_4 y bio_7 dicho valor fue bajo cuando se usaron de forma aislada debido a que no contenían considerable información por sí solas.

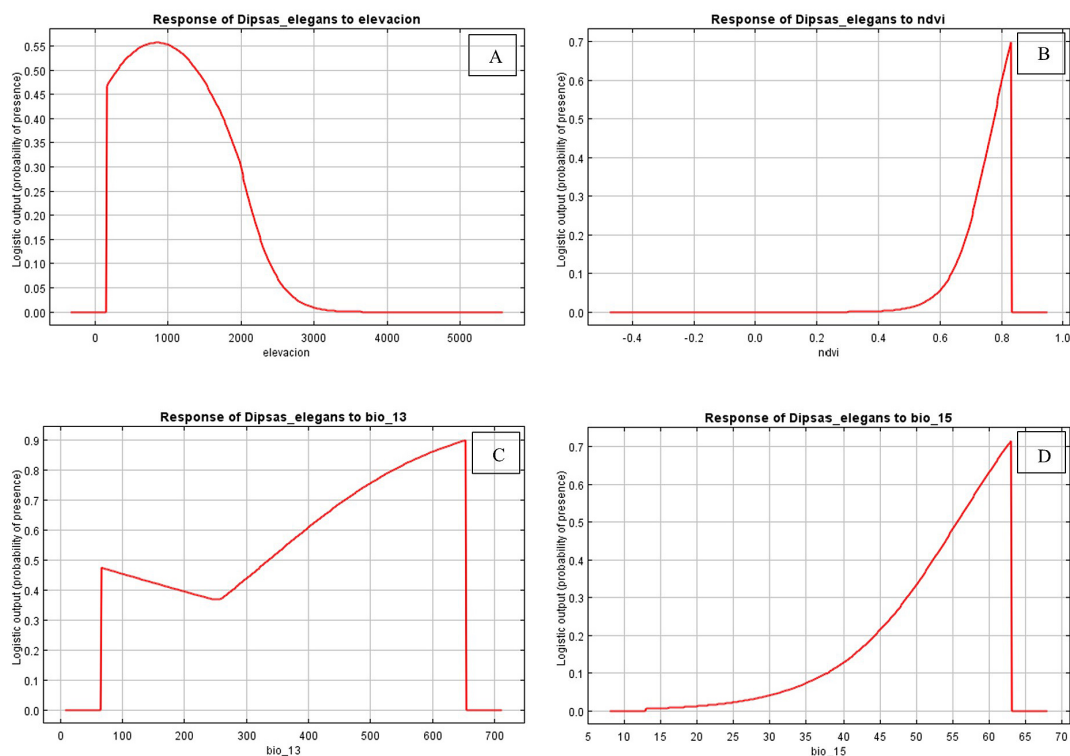
Figura 7. Prueba Jackknife de contribución de las variables empleadas en el modelo de distribución potencial de *D. elegans*



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

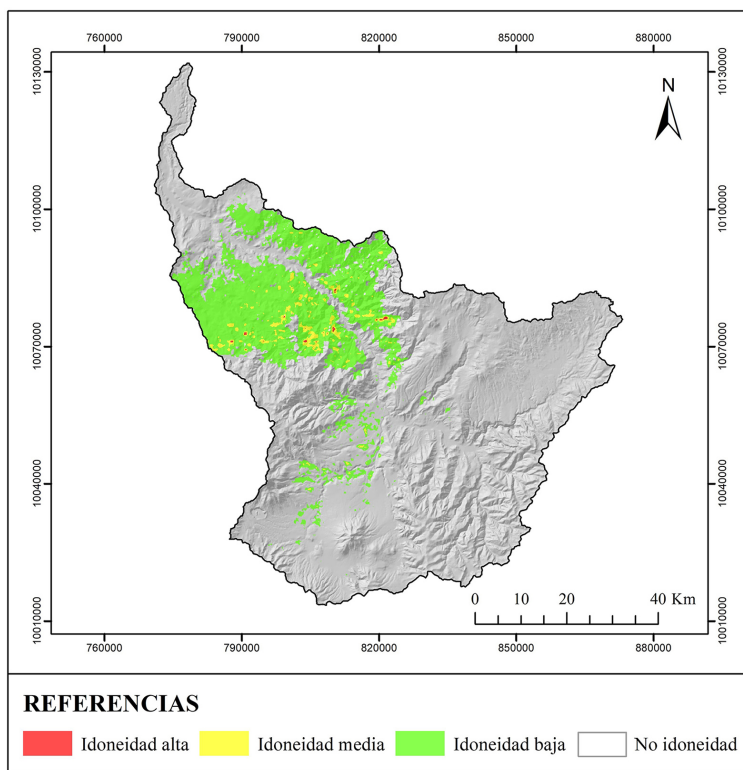
A partir de las curvas de respuesta de las variables ambientales, se obtuvieron los respectivos umbrales (probabilidad de existencia > 0,2) que muestran la relación cuantitativa entre las variables y la probabilidad logística de presencia, lo que profundiza la comprensión de la distribución de la especie (Figura 8) (Yi et al., 2016; Yan et al., 2020). Es así como se determinó que el rango de elevación idóneo es de 500 m a 2.100 m, y que la especie tiene una mayor afinidad a la vegetación alta (0,7 NDVI) (López-Pérez et al., 2015). Asimismo, se evidencia que la especie tiene una mayor presencia cuando la precipitación del mes más húmedo (bio_13) es mayor que 300 mm, y cuando la estacionalidad de la precipitación (bio_15) es superior a 50 mm.

Figura 8. Curvas de respuesta de las variables ambientales más importantes identificadas dentro del modelo de distribución de potencial de *D. elegans*: (A) Elevación; (B) Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI); (C) Precipitación del mes más húmedo (bio_13); (D) Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) (bio_15)



Fuente: Modelo MaxEnt. Elaboración propia

Figura 9. Distribución potencial de *D. elegans* en la cuenca del río Mira



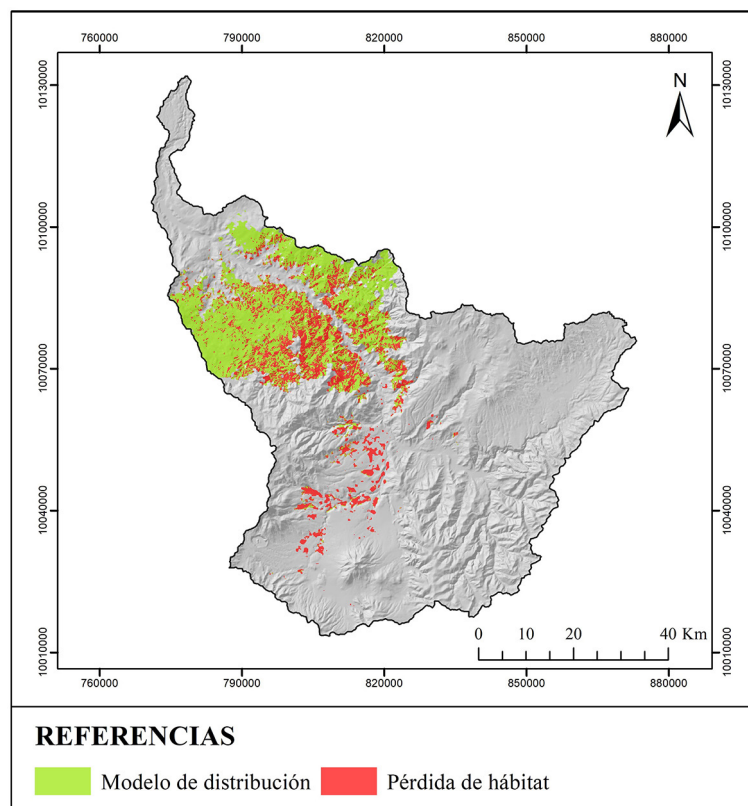
Elaboración propia

La distribución de *D. elegans* obtenida de la región M para la cuenca del río Mira (Figura 9) presenta una probabilidad de presencia que va de 0 a 0,74, encontrándose principalmente en la sección media de la cuenca del río Mira, con una superficie de 104.747 ha (19,6% del área total de la cuenca). Está compuesta de tres zonas de idoneidad de hábitat: baja, con un área de 98.305 ha (18,4%); media, con 6.192 ha (1,16%); y alta, con un total de 250 ha (0,05%). Dichos espacios contienen ecosistemas naturales como: bosque nativo, matorral seco montano, bosque seco espinoso y vegetación arbustiva.

3.6. Pérdida de hábitat

La distribución del hábitat de *D. elegans* en la cuenca del río Mira muestra fragmentación y pérdida debido a los cambios en el uso del suelo (Figura 10). La pérdida de hábitat alcanza las 33.859,33 ha (32,32%), lo que se atribuye principalmente a la deforestación y la agricultura. Por lo tanto, se registra que únicamente 70.875,87 ha (67,66%) son adecuadas para su conservación y dispersión.

Figura 10. Pérdida de hábitat en la distribución potencial de *D. elegans* dentro de la cuenca del río Mira



Elaboración propia

4. Discusión de resultados

4.1. Cambio del paisaje

La cuenca del río Mira ha registrado una alta tasa de deforestación en los últimos 26 años, debida principalmente al aumento progresivo de las áreas de cultivos agrícolas y ganaderas, las cuales han transformado el bosque nativo en cultivos de palma de aceite (*Eleais* spp.), pastos, caña de azúcar (*Saccharum* spp.), papas (*Solanum* spp.), maíz (*Zea* spp.), plátano (*Musa* spp.), frejol (*Phaseolus* spp.), yuca (*Manihot* spp.), café (*Coffea* spp.), frutales y huertos diversificados para el consumo y comercialización local (Gómez et al., 2017). Esto produjo una disminución de 200.041,11 ha de bosque nativo, lo que corresponde a una tasa anual de pérdida del 0,44 %. Dicha disminución de bosque nativo es similar a la reportada por Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021a), considerando también que Ochoa et al. (2013) determinó una tasa de deforestación de 0,96% en los bosques nativos de Ecuador entre 1976 y 2008, lo cual se atribuyó fundamentalmente al incremento de las actividades agrícolas. Es así como el número y la

densidad de parches de bosque nativo en la cuenca del río Mira aumentó entre 1991, 2000 y 2017. Tapia-Armijos et al. (2015) reportaron fragmentación del bosque nativo entre 1976 y 2008, de igual forma, Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021a) afirmaron que existe un incremento en el número y densidad de parches en ecosistemas forestales en la cuenca del río Mira. Esto pone en evidencia que en las últimas dos décadas se ha producido una importante fragmentación del bosque nativo debido al uso inadecuado del recurso suelo.

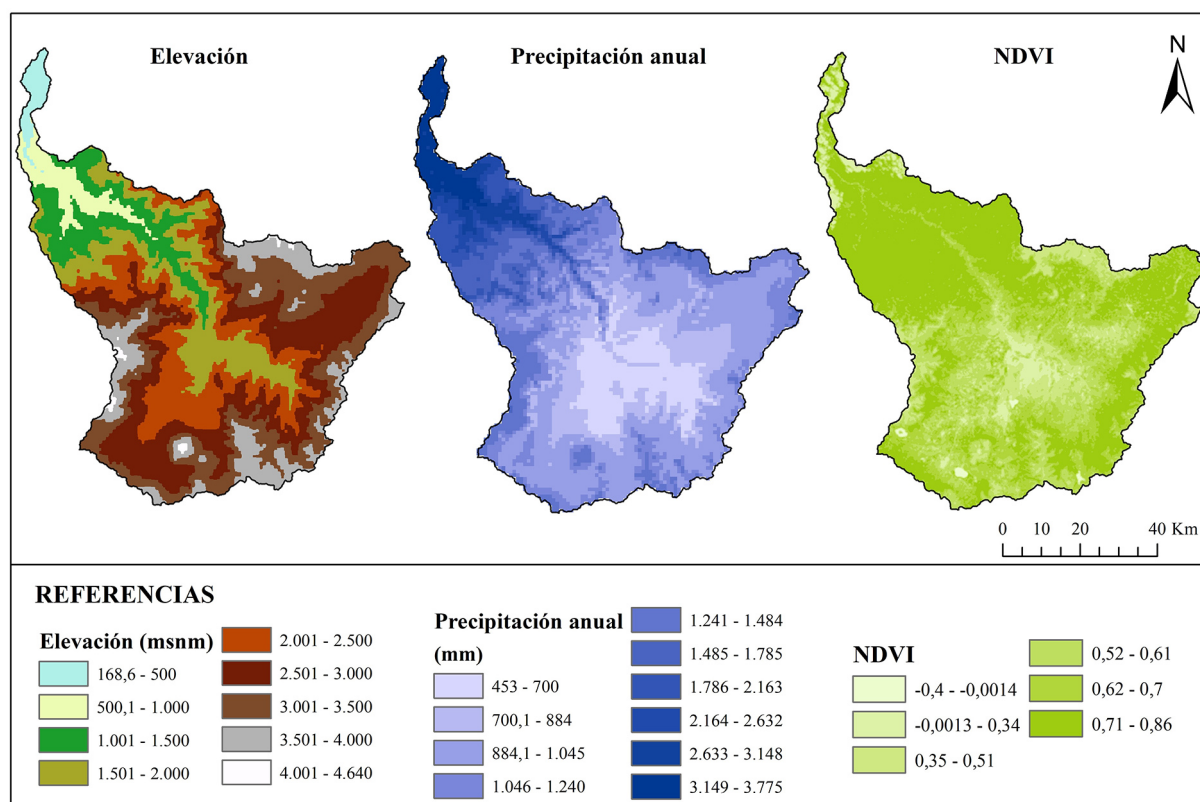
En este estudio, el tamaño del parche disminuyó constantemente entre 1991, 2000 y 2017, evidenciándose un incremento dramático en el borde de los fragmentos de bosque nativo. La reducción progresiva de su tamaño es un indicador clave de la fragmentación del ecosistema y la pérdida de biodiversidad (Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021b). Además, las especies tienen requisitos mínimos de tamaño de parche (Maiorano et al., 2019); por lo tanto, aquellos que son más pequeños contienen menos especies que los parches más grandes (Otavo & Echeverría, 2017). Asimismo, cuando el bosque nativo y los cultivos se encuentran demasiado cerca, se genera una perturbación en el hábitat que influye en la dispersión de la especie. Lindenmayer et al. (2003) mencionan que la adyacencia entre plantaciones de cultivos perennes y bosques nativos incrementa la introducción de especies y altera el ciclo ecológico.

4.2. Distribución potencial de la especie

Los modelos de distribución permiten conocer la idoneidad de hábitat de una especie concreta con base en datos de abundancia, presencia-ausencia o solamente presencia (Yi et al., 2016; Ruiz-Luna et al., 2017; Mudereri et al., 2020). En Ecuador, la mayor disponibilidad de datos corresponde especialmente a puntos de presencia, sin embargo, la desactualización de los registros de la especie dificulta la realización de modelos de distribución. A pesar de ello, se han realizado estudios significativos con menos de 10 registros (Pearson et al., 2007; Shcheglovitova & Anderson, 2013). *D. elegans* es una especie endémica del Ecuador y presenta limitación de registros debido a que no existe un monitoreo de la especie dentro de la cuenca del río Mira. En ese sentido, el análisis espacial realizado para la región M permitió obtener información confiable para conocer más acerca de su distribución, demostrando que los factores físicos utilizados en la investigación son fundamentales para determinar el nicho ecológico y la probabilidad de presencia de la especie. La elevación del terreno, como una de las variables más importantes que influye en la distribución espacial, es un factor físico clave en la dispersión de las especies debido a que forma barreras naturales y microclimas únicos (Figura 11) (Adhikari et al., 2012; Cisneros-Heredia et al., 2017; Jácome et al., 2019a). Adicionalmente, los resultados muestran que la especie habita en una vegetación altamente conservada a modernamente perturbada en los bosques nubosos de crecimiento antiguo (Figura 11), encontrándose activa a nivel del suelo y sobre la vegetación de 0,15 a 4,3 m de alto (Arteaga, 2020). Así mismo, la precipitación, identificada como la variable climática más importante dentro del análisis espacial, es un factor esencial para su reproducción debido a que deposita sus huevos en suelo húmedo y en troncos en descomposición (Arteaga, 2020). Mientras que la estacionalidad de la precipitación induce a la reproducción de la especie (Pizzatto et al., 2008) y a la actividad de moluscos gasterópodos como caracoles y babosas, alimento fundamental para la especie (Arteaga, 2020). Las estribaciones Andinas del Ecuador generalmente superan precipitaciones de 300 mm (Ministerio del ambiente del Ecuador, 2013), lo cual genera áreas geográficas o hábitats adecuados para esta especie.

D. elegans se distribuye principalmente en la cuenca media del río Mira en áreas idóneas muy restringidas para su presencia. Sin embargo, estos sitios presentan condiciones adecuadas para la especie debido a que se ha registrado en zonas cercanas de la cuenca (Pazmiño-Otamendi et al., 2019). Arteaga (2020) estima que la distribución de *D. elegans* es de 814.700 ha en las laderas occidentales del Ecuador. Sin embargo, esta área estimada no incluye las zonas idóneas en la cuenca del río Mira, a pesar de que el noroeste del Ecuador presenta condiciones adecuadas para la distribución de la especie. Cabe mencionar que el modelo realizado por Pazmiño-Otamendi et al. (2019) presenta contrastes en la probabilidad de presencia de *D. elegans* en comparación con el presente estudio, debido principalmente a la diferencia en la extensión del área de estudio, la selección de las variables ambientales y los registros de presencia empleados, aunque presenta la misma trayectoria de distribución en la zona correspondiente a la cuenca del río Mira.

Figura 11. Variables ambientales de elevación, precipitación anual y NDVI dentro de la cuenca del río Mira



Fuente: WorldClim y Servicio Geológico de los Estados Unidos. Elaboración propia

4.3. Impactos asociados al cambio en el paisaje boscoso sobre la especie

La fragmentación y pérdida de hábitat en Ecuador se debe principalmente a la deforestación, expansión agrícola y ganadera y concesiones mineras (Tapia-Armijos et al., 2015), donde la cuenca del río Mira no es ajena a estas actividades. La existencia de minería ilegal contribuye a la destrucción de los hábitats. Por ende, las actividades antrópicas generarán amenazas al nicho ecológico de la especie (Reyes-Puig et al., 2017). Un estudio realizado por Atauchi et al. (2020) determinó que la fragmentación y pérdida de hábitat redujeron las áreas potencialmente adecuadas para *Anairetes alpinus* (Carriker, 1933) debido a la deforestación. Por tanto, la reducción del hábitat *D. elegans* debería incidir en el cambio de categoría de amenaza, tomando como base la disminución registrada en la estimación de la distribución por la alteración del ecosistema natural.

El hábitat idóneo de la especie corresponde principalmente a coberturas boscosas, sin embargo, el bosque nativo en la cuenca presentó una reducción en el tamaño del parche que afecta a la disponibilidad de hábitat para *D. elegans*, debido a su dispersión en bosques nubosos de crecimiento antiguo a moderadamente perturbados (Arteaga, 2020). *D. elegans* permanece en pequeños fragmentos de bosque aislados (Cisneros-Heredia et al., 2017). La reducción en el tamaño del parche del hábitat pone en riesgo de extinción a las especies porque existe un rango óptimo de supervivencia y un límite de tolerancia en la calidad y cantidad del hábitat (Otavo & Echeverría 2017). Además, limita la dispersión de la especie y genera una pérdida de su estructura, lo que conlleva a una disminución generalizada de la biodiversidad (Maiorano et al., 2019; Chetcuti et al., 2020).

Las especies se enfrentan a los efectos de borde debido al incremento de estos que son causados por las actividades antropogénicas. Los resultados muestran que el bosque nativo presentó aumento del borde causado por los altos contrastes de los cultivos, lo que puede interferir en el movimiento de la especie debido a la segmentación que limita la estructura del hábitat, la disponibilidad de alimento e interacción entre especies (Fletcher, 2005; Peyras et al., 2013), lo que también puede facilitar la depredación por parte de *Bothrops asper* (Garman, 1884; Arteaga, 2020). Además, el aumento de la intensidad de luz y la

temperatura son más evidentes en los bordes (Erdős et al., 2013), y esto puede alterar la reproducción de la especie, ya que sus huevos son depositados en tierra húmeda y en troncos en descomposición (Artega, 2020).

El bosque nativo presentó aislamiento de hábitat debido a la variación de la distancia mínima del parche más cercano, generando la pérdida de la continuidad en el paisaje e impidiendo la colonización de nuevos hábitats (Echeverría et al., 2014). El aislamiento altera las tasas de emigración e inmigración de los individuos y el flujo genético entre fragmentos, además de la permanencia en el paisaje (Britten & Baker, 2002; Echeverría et al., 2014), afectando a la abundancia y riqueza de las especies. Wereszczuk et al. (2017) determinó una estructura genética débil de *Martes foina* debido al aislamiento y la distancia de hábitat, por ende, las poblaciones aisladas tienden a soportar los efectos de la deriva genética, que conduce a la pérdida de diversidad y a una mayor diferenciación entre poblaciones cercanas (Keyghobadi, 2007).

5. Conclusiones

La pérdida del bosque nativo fue causada, en gran medida, por su transformación en parcelas agrícolas y ganaderas, originando fragmentación y pérdida de hábitat para *D. elegans*, cuya probabilidad de presencia se encuentra principalmente en la cuenca media del río Mira, debido a que las variables de precipitación del mes más húmedo, estacionalidad de la precipitación, elevación y NDVI, potencian su nicho ecológico y distribución en esa zona. Además, los resultados evidencian los impactos asociados al paisaje como la disminución del tamaño del parche, efectos de borde y aislamiento de hábitat que limitan la dispersión, reproducción, alimentación e interacción con otras especies debido la pérdida de continuidad del hábitat de *D. elegans*. Por ende, estos factores podrían incidir en la recategorización de amenaza debido a la disminución en la estimación de la distribución de la especie por la pérdida del hábitat idóneo. En este sentido, se sugiere la implementación de estrategias de planificación de la conservación en la cuenca del río Mira para la conectividad de fragmentos boscosos en el paisaje, conservación de especies amenazadas y actualización de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Finalmente, es importante mencionar que, con los resultados obtenidos, se espera que futuras investigaciones puedan replicar este estudio para conocer los cambios de los patrones espaciales de los bosques nativos y sus impactos en las distribuciones de las especies en estado de amenaza debido a que proporciona información importante para la toma de acciones para la conservación de la biodiversidad y planificación del territorio.

Referencias

- Adhikari, D., Barik, S., & Upadhaya, K. (2012). Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, 40, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.004>
- Aguirre, Z., Kvist, L., & Sánchez, O. (2006). Bosques secos de Ecuador y su diversidad. In M. Moraes, B. Ollgaard, L. Kvist, F. Borchsenius & H. Balslev (Eds), *Botánica económica de los andes tropicales* (pp. 162-187). Universidad Mayor de San Andrés.
- 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>
- Araujo, M., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1677-1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Arias, D. (2019). Determinación de los cambios de uso de suelo en la cuenca hidrográfica del Río Mira para el periodo 1996-2017. In J. Pantoja, & S. Poats (Eds.), *Memorias del seminario: Investigación sobre el agua, su gestión y los servicios ecosistémicos en la cuenca del Río Mira-Ecuador* (pp. 60-63). Universidad Técnica del Norte y Consorcio Binacional Mira Mataje.
- Arteaga, A. (2020). *Dipsas elegans*. In A. Arteaga., L. Bustamente., J. Vieira & J. Guayasamin (Eds), *Reptiles of Ecuador: Life in the middle of the world*. <https://www.tropicalherping.com>
- Arteaga, A., Salazar-Valenzuela, D., Mebert, K., Peñafiel, N., Aguiar, G., Sánchez-Nivicela, J., Pyron, R., Colston, T., Cisneros-Heredia, D., Yáñez-Muñoz, H., Venegas, P., Guayasamin, J., & Torres-Carvajal, O. (2018). Systematics of South American snail-eating snakes (Serpentes, Dipsadini), with the description of five new species from Ecuador and Perú. *ZooKeys*, 766, 79-147. <https://doi.org/10.3897/zookeys.766.24523>
- Atauchi, P., Aucá-Chutas, C., Ferro, G., & Prieto-Torres, D. (2020). Present and future potential distribution of the endangered *Anairetes alpinus* (Passeriformes: Tyrannidae) under global climate change scenarios. *Journal of Ornithology*, 161(3), 723-738. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01762-z>
- Ávila, R., Villavicencio, R., & Ruiz, J. (2014). Distribución potencial de *Pinus herrerae* Martínez en el occidente del estado de Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(24), 92-109.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, A., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 22(11), 1810-1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Boulenger, G. A. (1896). Catalogue of the snakes in the British Museum (Natural History). Vol. III. *Taylor and Francis*.
- Britten, H., & Baker, R. (2002). Landscape connections and genetic diversity. In K. Gutzwiller (Ed.), *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 131-149). New York, USA. Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0059-5_8
- Cadle, J. E. (2005). Systematics of snakes of the *Dipsas oreas* complex (Colubridae: Dipsadinae in Western Ecuador and Peru, with revalidation of *D. elegans* (Boulenger) and *D. ellipsifera* (Boulenger). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 158, 67-136. [https://doi.org/10.3099/0027-4100\(2005\)158\[67:SO SOTD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3099/0027-4100(2005)158[67:SO SOTD]2.0.CO;2)
- Carriker, M. (1933). Descriptions of new birds from Peru, with notes on other little-known species. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 85, 1-38
- Carrillo, E., Aldás, S., Altamirano, M., Ayala, F., Cisneros, D., Endara, A., Márquez, C., Morales, M., Nogales, F., Salvador, P., Torres, M., Valencia, J., Villamarín, F., Yáñez, M., & Zarate, P. (2005). *Lista roja de reptiles del Ecuador*. Fundación Novum Milenium, UICN-Sur, UICN-Comité Ecuador, Ministerio de Educación y Cultura. Serie Proyecto PEEPE.
- Chetcuti, J., Kunin, W., & Bullock, J. (2020). Habitat Fragmentation increases overall richness, but not of habitat-dependent species. *Front Ecology Evolution*, 8, 607-619. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.607619>
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección Ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio* (3rd ed.). Ariel.

- Cisneros-Heredia, D., Almendariz, A., & Yáñez-Muñoz, M. (2017). *Dipsas elegans*. The IUCN Red list of threatened species 2017: e.T50951285A50951294.
- Clark-Labs. (2009). *The Land Change Modeler for Ecological Sustainability*. Idrisi Focus Paper.
- De Almeida, A., Vieira, I., & Ferraz, S. (2020). Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 90, 104321. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104321>
- Dormann, C., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García, J., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2012). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dou, W., Ren, Y., Wu, Q., Ruan, S., Chen, Y., Bloyet, D., & Constans, J. (2007). Fuzzy kappa for the agreement measure of fuzzy classifications. *Neurocomputing*, 70(46), 726-734. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2006.10.007>
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., & Premoli, A. (2014). Ecología de Paisajes Forestales. In C. Donoso., M. Gonzales., & A. Lara (Eds.), *Ecología Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de dos Bosques Nativos de Chile* (pp. 583-604).
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayes, J., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forest. *Biological Conservation*, 130(40), 418-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., Dudik, M., Chee, Y., & Yates, C. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Erdős, L., Gallé, R., Körmöczy, L., & Batori, Z. (2013). Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14(1), 48-58. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.1.6>
- Fletcher, R. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74(2), 342-352. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00930.x>
- Garman, S. (1884). The reptiles and batrachians of North America. *Memoirs of the Museum of Comparative Zoology, Cambridge (Massachusetts)* (8), 185. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.10754>
- Gómez, L., Gallego, B., & Naranjo, L (Eds.). (2017). *Atlas socioambiental de las cuencas transfronterizas Mira y Mataje: aportes para su ordenamiento y gestión integral Colombia - Ecuador*. Cali: WWF-Colombia.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., & Jarvis, A. (2005). Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Ibarra, I., Lebgue, T., Viramontes, O., Reyes, I., Ortega, J., & Morales, C. (2016). Modelo de nicho fundamental para *Coryphantha chihuahuensis* (Cactaceae) en el estado de Chihuahua, México. *Ecología Aplicada*, 15(1), 11-17. <https://doi.org/10.21704/rea.v15i1.578>
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. (2005). *Estudio hidrológico del río Mira*.
- 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>
- Keyghobadi, N. (2007). The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85(10), 1049-1064. <https://doi.org/10.1139/Z07-095>
- Lindenmayer, D., Hobbs, R., & Salt, D. (2003). Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry*, 66(1), 62-66. <https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891>

- López-Pérez, A., Martínez-Menes, M., & Fernández-Reynoso, D. (2015). Priorización de áreas de intervención mediante análisis morfométrico e índice de vegetación. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 121-137.
- Lozano, L., Gómez, F., & Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, 1(6), 125-140.
- Maciel, C., Manríquez, N., Octavio, A., & Sánchez, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión de concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- Maiorano, L., Chiaverini, L., Falco, M., & Ciucci, P. (2019). Combining multi-state species distribution models, mortality estimates, and landscape connectivity to model potential species distribution for endangered species in human dominated landscapes. *Biological Conservation*, 237, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.014>
- Mancebo, S., Ortega, E., Valentin, A., Martín, B., & Martín, L. (2008). *LibroSIG: aprendiendo a manejar los SIG en la gestión ambiental*.
- Martínez, N., Aguirre, E., Eguiarte, L., & Jaramillo, J. (2016). Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones Taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24. <https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Mateo, R., Felicísimo, A., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M., & Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Computer software program produced by the authors at University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Millington, A., Velez, X., & Bradley, A. (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(4), 289-299. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(02\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00154-5)
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2013). *Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural.
- Mittermeier, R., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspot. In F. Zachos & J. Habel (Eds), *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3-23). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Morales, N. (2012). Modelos de distribución de especies: Software MaxEnt y sus aplicaciones en Conservación. *Revista Conservación Ambiental*, 2(1), 1-3.
- Moya, W., Jacome, G., & Yoo, V. (2017). Past, current, and future trends of red spiny lobster based on PCA with MaxEnt model in Galapagos Islands, Ecuador. *Ecology and Evolution*, 7(13), 4881-7890. <https://doi.org/10.1002/ece3.3054>
- Mudereri, B., Abdel-Rahman, E., Dube, T., Landmann, T., Khan, Z., Kimathi, E., Owino, R., & Niassy, S. (2020). Multi-source spatial data-based invasion risk modeling of *Striga* (*Striga asiatica*) in Zimbabwe. *GIScience y Remote Sensing*, 57(4), 553-571. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1744250>
- Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. (2009). Guía de campo de los pequeños vertebrados del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Publicación Miscelánea N° 5. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales – Fondo Ambiental del MDMQ, Imprenta Nuevo Arte,
- Nájera-González, O., Bojórquez-Serrano, J., Cifuentes-Lemus, J., & Marcelaño-Flores, S. (2010). Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit. *Biociencias*, 1, 19-29. <https://doi.org/10.15741/revbio.01.01.03>
- Ochoa, P., Fries, A., Montesinos, P., Rodríguez, J., & Boll, J. (2013). Spatial estimation of soil erosion risk by land-cover changes in the Andes of southern Ecuador. *Land Degradation & Development*, 26(6), 565-573. <https://doi.org/10.1002/ldr.2219>

- Octavo, 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>
- Pazmiño-Otamendi, G., Rodríguez-Guerra, A., & Ayala-Varela, F. (2019). *D. elegans*. In O. Torres-Carvajal., G. Pazmiño-Otamendi., & D. Salazar-Venezuela (Eds.), *Reptiles del Ecuador. Versión 2021.0*. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/reptiliaweb/FichaEspecie/Dipsas%20elegans>
- Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M., & Townsend-Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, 34(1), 102-117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>
- Peyras, M., Vespa, L., Bellocq, M., & Zurita, G. (2013). Quantifying edge effects: The role of habitat contrast and species specialization. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 807-820. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9563-y>
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pinos-Arévalo, N. (2016). Prospectiva del uso de suelo y cobertura vegetal en el ordenamiento territorial - Caso cantón Cuenca. *Revista de la Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Cuenca*, 5(9), 1-21. <https://doi.org/10.18537/est.v005.n009.02>
- Pizzatto, L., Cantor, M., De Oliveira, J., Marques, O., Capovilla, V., & Martins, M. (2008). Reproductive ecology of dipsadine snakes, with emphasis on South American species. *Herpetologica*, 64(2), 168-179. <https://doi.org/10.1655/07-031.1>
- Puyravaud, P. (2003). Standardising the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177, 593-596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Reyes-Puig, C., Almendariz, C., & Torres-Carvajal, O. (2017). Diversity, threat, and conservation of reptiles from continental Ecuador. *Amphibian and Reptile Conservation*, 11(2), 51-58.
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021a). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(1), 923449. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021b). State of the Landscape and Dynamics of Loss and Fragmentation of Forest Critically Endangered in the Tropical Andes Hotspot: Implications for Conservation Planning. *Journal of Landscape Ecology*, 14(1), 73-91. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2021-0005>
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C., & Morales, L. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33(3), 439-453. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0612-5>
- Ruiz-Luna, A., Hernández-Guzmán, R., García-De León, F., & Ramírez-Huerta, A. (2017). Potential distribution of endangered Mexican golden trout (*Oncorhynchus chrysogaster*) in the rio Culiacan Basins (Sierra Madre Occidental) based on landscape characterization and species distribution models. *Environmental Biology of Fishes*, 100(8), 981-993. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0624-z>
- Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., & Rey, J. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography* 30, 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.12.003>
- Senisterra, G., & Gaspari, F. (2014). Análisis del uso del suelo en el contexto de su dinámica espacio temporal en una cuenca rural serrana, Argentina. *Revista de Tecnología*, 13(2), 53-60. <https://doi.org/10.18270/rt.v13i2.1885>
- 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>
- Sistema Nacional de Información. (2014). Archivos de información Geográfica. <https://sni.gob.ec/coberturas>

- Soberón, J., & Peterson, A. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10. <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Tapia-Armijos, M., Homeier, J., Espinosa, C., Leuschner, C., & De la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since 1970s – losing a hotspot of biodiversity. *PLOS ONE*, 10(9), e0133701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133701>
- Uezu, A., & Metzger, J. (2011). Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3627-3643. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0154-5>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN]. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- Vinter, T., Dinnétz, P., Danzer, U., & Lehtilä, K. (2016). The relationship between landscape configuration and plant species richness in forests is dependent on habitat preferences of species. *European Journal of Forest Research*, 135(6), 1071-1082. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0994-3>
- Wereszczuk, A., Leblois, R. & Zalewski, A. (2017). Genetic diversity and structure related to expansion history and habitat isolation: stone marten populating rural–urban habitats. *BMC Ecology* 17, 46. <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0156-6>
- Yan, H., Feng, L., Zhao, Y., Feng, L., Wu, D., & 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>
- Yi, Y., Cheng, X., Yang, Z., & Zhang, S. (2016). Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. riparia* Lour) in Yunnan, China. *Ecological Engineering*, 92, 260-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.04.010>