

# Conectividad funcional en la Reserva Conchal como parte del Corredor Biológico Costero Marino Baulas-Conchal, Costa Rica

## Functional connectivity in the Reserva Conchal as part of the Corredor Biológico Costero Marino Baulas-Conchal, Costa Rica

Analy Montilla-Rivas<sup>1</sup>  • Casia Soto-Montoya<sup>1</sup>  • Daniel Villavicencio-Serrano<sup>2</sup>  
 • Branko Hilje-Rodriguez<sup>1</sup>  • Nancy Gamboa-Badilla<sup>1</sup> 

Recibido: 14/10/2024

Aceptado: 08/01/2025

### Abstract

Analyzing functional connectivity in fragmented landscapes is essential for maintaining biodiversity; however, such studies in Costa Rica are limited. To address this need, the present research was developed to assess functional connectivity across different land uses within the Reserva Conchal, part of the Baulas-Conchal Coastal Marine Biological Corridor (CBC-BC). The land cover and land use layer from SINAC 2023 was validated, achieving an accuracy of 98.53% and a Kappa index of 0.97. The selected target species were the mantled howler monkey (*Alouatta palliata*) and the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), chosen based on their biological traits to encompass a range of dispersal capacities. Functional connectivity was modeled using spatial graph techniques with the “Graphab” software and habitat suitability index (HSI) analysis with “MaxEnt” in “R”. The global scale metrics indicated a higher probability of connection for *O. virginianus* (PC = 0.066) compared to *A. palliata* (PC = 0.0058), suggesting that the white-tailed deer is better adapted to diverse land uses, while the howler monkey exhibited more fragmented habitat patches and a high dependency on specific corridors. Local scale metrics identified key patches and links to improve connectivity for both species. It was concluded that functional connectivity could be improved through restoration and conservation efforts in priority areas, highlighting the need to integrate such methodologies into decision-making strategies for landscape management in the country

**Keywords:** Graphab, Habitat Suitability Index (HSI), habitat fragmentation, *Alouatta palliata*, *Odocoileus virginianus*.

1. Escuela de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Costa Rica; Cartago, Costa Rica. [analy.forest@gmail.com](mailto:analy.forest@gmail.com), [csoto@itcr.ac.cr](mailto:csoto@itcr.ac.cr), [bhilje@itcr.ac.cr](mailto:bhilje@itcr.ac.cr), [ngamboa@itcr.ac.cr](mailto:ngamboa@itcr.ac.cr)
2. Información y Regularización del Territorio de secretaria ejecutiva, Sistema Nacional de Áreas de Conservación; San José, Costa Rica; [daniel.villavicencio@sinac.go.cr](mailto:daniel.villavicencio@sinac.go.cr)

## Resumen

Estudiar la conectividad funcional en paisajes fragmentados es esencial para mantener la biodiversidad, sin embargo, estos estudios en Costa Rica son limitados. Para responder a esta necesidad, se desarrolla la presente investigación con el fin de evaluar la conectividad funcional en diferentes usos del suelo de la Reserva Conchal, perteneciente al Corredor Biológico Costero Marino Baulas-Conchal (CBC-BC). Se validó la capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023, obteniendo una precisión del 98,53% y un índice Kappa de 0,97. Las especies objetivo seleccionadas fueron el mono congo (*Alouatta palliata*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). La conectividad funcional se modeló con técnicas de grafo espacial mediante el software “Graphab” y análisis de índice de idoneidad del hábitat (HSI) con “MaxEnt”, utilizando “R”. Las métricas a escala global indicaron una mayor probabilidad de conexión para *O. virginianus* (PC = 0,066) en comparación con *A. palliata* (PC = 0,0058), sugiriendo que el venado cola blanca se adapta mejor a diversos usos del suelo, mientras que el mono congo mostró parches de hábitat más fragmentados y alta dependencia de corredores específicos. Con métricas a escala local, se identificaron parches y enlaces clave para mejorar la conectividad de ambas especies. Se concluyó que la conectividad funcional de las especies puede mejorar con esfuerzos de restauración y conservación en áreas prioritarias, destacando la necesidad de integrar este tipo de metodologías en las estrategias de tomas de decisión para la gestión del paisaje en el país.

**Palabras clave:** Graphab, Índice de idoneidad del hábitat (HSI), fragmentación del hábitat, *Alouatta palliata*, *Odocoileus virginianus*.

## Introducción

La biodiversidad, que incluye la variabilidad entre y dentro de las especies y en los ecosistemas [1], es fundamental para el equilibrio del planeta, pero enfrenta crecientes amenazas [2]. Costa Rica, con su ubicación tropical y su rol biogeográfico, posee una biodiversidad única y abundante [3]. Sin embargo, en la región de Guanacaste, actividades como la ganadería extensiva y el desarrollo urbano afectan negativamente este recurso [4], poniendo de manifiesto la necesidad de implementar medidas urgentes para su conservación. Con el fin de salvaguardar esta herencia ecológica, se han establecido diferentes áreas silvestres protegidas en la provincia, que abarcan aproximadamente 46.800 ha, en contraste con las 1.014.100 ha totales que conforman el territorio provincial; en 2009, se crea el Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Conchal

(RNVSMC) con 39,75 ha [5] como parte del área que conforma la Reserva Conchal. La Reserva Conchal se encuentra en un ecosistema manglar-bosque seco tropical (Bs-T) [5] este último alberga una amplia variedad de especies, muchas de ellas endémicas y en peligro de extinción [6], dominados por árboles caducifolios, con al menos el 50% de los árboles que pierden sus hojas en época seca [7]. Los estudios sobre estos bosques son limitados comparados con los bosques tropicales [8]. El Bs-T en el RNVSMC muestra baja diversidad y riqueza de especies, además de cierto grado de fragmentación [9]. Por otro lado, los manglares, esenciales por sus servicios ecosistémicos [10] valorados en aproximadamente 50 000 dólares por hectárea [11], tienen protección legal en Costa Rica. Sin embargo, continúan siendo afectados por factores externos como el cambio climático y la contaminación que han propiciado la pérdida y fragmentación del ecosistema [12]. Por consiguiente, la conectividad del paisaje se reconoce como un factor determinante para la preservación de la biodiversidad [13]. Estudios anteriores en Costa Rica han buscado evaluar en cierta medida la conectividad [12] [14] [15].

Las métricas de conectividad estructural se basan en mapas binarios y configuraciones espaciales que evalúan cómo está configurada la distribución espacial de los parches de hábitat, su enfoque es principalmente geométrico y no tiene en cuenta el comportamiento de las especies, mientras que las métricas de conectividad funcional consideran el flujo observado de organismos o genes [16]. Un enfoque eficiente para evaluar la conectividad funcional es el uso de grafos espaciales que modelan el desplazamiento de cierta especie entre diferentes parches de hábitat y simplifican el paisaje representando los parches de hábitat como nodos y los movimientos potenciales de individuos o flujos genéticos como enlaces entre estos [17]. La planificación del paisaje exige enfoques cuantitativos y objetivos para identificar los componentes clave de las redes de hábitats, como fragmentos y corredores, esenciales para mantener o restaurar la conectividad del paisaje [18] [19]. Esto puede abordarse mejorando los elementos existentes mediante el aumento de su tamaño y calidad o creando nuevos parches y corredores [20].

Pese a lo anterior, aún se observan vacíos de información sobre la conectividad funcional de los corredores biológicos en el país [21] y no existe una técnica oficial aplicada por el SINAC para evaluarlos en este sentido. Siguiendo esta línea de pensamiento, la presente investigación tuvo como objetivo validar la clasificación de uso del suelo 2023 del SINAC en la Reserva Conchal y, a partir de ello, evaluar la conectividad funcional del paisaje a nivel de especies con distintos hábitos de movimiento para identificar áreas prioritarias dentro de los diferentes tipos de uso

del suelo y proponer mejoras específicas para optimizar la conectividad funcional del hábitat.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Conchal, que abarca 855,46 hectáreas y forma parte del Corredor Biológico Costero Marino Baulas-Conchal. El área de estudio está ubicada en el Distrito Cabo Velas, Cantón de Santa Cruz, Guanacaste, Costa Rica, entre las coordenadas geográficas 10,39582° - 85,80436° y 10,38601° - 85,80054°. Según la clasificación de zonas de vida de Holdridge, la Reserva Conchal se encuentra en la zona de vida de bosque seco tropical, transición a húmedo [22].

### Validación de la capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023

Se usaron las clases de cobertura y uso de la tierra del Inventario Nacional Forestal [23]. Se siguió la metodología de validación del SINAC utilizando la herramienta “Area Sampling Simulation, Analysis and Sample Size Tool” [24]. Para la selección del tamaño de la muestra se realizó una validación piloto con imágenes Sentinel-2 corregidas y sin nubes para las épocas lluviosa y seca de 2023, obteniendo un total de 236 puntos de muestreo para un nivel de confianza del 95 %. Se distribuyeron 96 puntos para bosque secundario deciduo, 47 para bosque secundario, 37 para manglar y 56 para otras tierras (áreas urbanas, pastos, calles, ríos, etc). Para ubicarlos en el mapa se usó la herramienta “Puntos aleatorios en polígonos” de QGIS versión 3.28.11, con una separación mínima de 10 metros entre puntos. Con la aplicación “Avenza Maps” y GPS, se localizaron los puntos, tomando notas de campo y fotos del tipo de cobertura presente en cada punto definido en la capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023 (figura 1).

A fin de valorar la exactitud de la clasificación se utilizó la ecuación 1 [25].

$$E = \frac{\text{Número de predicciones correctas}}{\text{Total de predicciones}} \quad (1)$$

Para evaluar la precisión de los datos obtenidos, se empleó las ecuaciones 2 y 3 [25].

$$P = \frac{\text{Verdaderos positivos}}{\text{Verdaderos positivos} + \text{Falsos positivos}} \quad (2)$$

### Análisis Kappa

$$k = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad (3)$$

Donde:  $P_o$  = Proporción de acuerdos observados

$P_e$  = Proporción de acuerdos esperados por azar

Para valorar el error de muestreo estratificado en el nivel de confianza especificado se usó la ecuación 4 [26].

$$SE(\bar{Y}_d) = t_{1-\frac{\alpha}{2}, n-H} \frac{(\sum_h \frac{W_h^2 S_{hd}^2}{n_h})^{1/2}}{\bar{Y}_d} \quad (4)$$

Donde:

$n_h$  = tamaño de la muestra en el estrato h; d= dominio en la parcela i; h = estrato;  $W_h$  = peso del estrato (proporción del área de población en el estrato);  $t_{1-\alpha/2, n-1}$  = Valor t de Student para el nivel de confianza  $\alpha$  con n-1 grados de libertad.

### Modelación de la conectividad funcional en la Reserva Conchal

La selección de especies clave se basó en revisión bibliográfica y consultas a expertos locales. Además, se consideraron estudios de fauna anuales realizados en el periodo 2018-2024 en la Reserva Conchal y el RNVMC. Se seleccionó el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y el mono congo (*Alouatta palliata*) como especies indicadoras debido a su alta vulnerabilidad [27]. Además, las diferencias en sus rasgos biológicos permiten abarcar diversas capacidades de dispersión: mientras que *A. palliata*, de hábitos arbóreos, prefiere sitios poco perturbados y bosques siempre verdes, *O. virginianus* muestra una mayor afinidad por bosques deciduos y potreros [28]. A su vez, se contaba con datos suficientes de ambas especies para cartografiar su hábitat y sus movimientos potenciales en un SIG [29]. Sumado a esto *A. palliata* está clasificado como “Vulnerable” según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y sus Recursos) resaltando la necesidad de desarrollar estrategias para la conservación de esta especie.

**Cuadro 1.** Escala logarítmica de valores de permeabilidad según el uso de suelo evaluado para *A. palliata*.

**Table 1.** Logarithmic scale of permeability values according to land use assessed for *A. palliata*.

Valoración	Hábitat	Uso
1	Hábitat	Bosque secundario
10	Favorable	Bosque secundario deciduo
100	Neutral	Manglar
1000	No favorable	Otros usos

**Cuadro 2.** Escala logarítmica de valores de permeabilidad según el uso de suelo evaluado para *O. virginianus*.

**Table 2.** Logarithmic scale of permeability values according to land use assessed for *O. virginianus*.

Valoración	Hábitat	Uso
1	Hábitat	Bosque secundario decidido
10	Favorable	Bosque secundario
100	Neutral	Otros usos
1000	No favorable	Manglar

Se asignaron valores de permeabilidad según el uso de suelo evaluado en escala logarítmica para el mono congo (Cuadro 1) y el venado cola blanca (Cuadro 2) tras revisiones bibliográficas [28] [30] [31] [32] y consulta a expertos sobre el hábitat de las especies.

Para el registro de los datos de presencia de las especies en los diferentes usos del suelo de la Reserva Conchal se realizaron monitoreos siguiendo metodologías basadas en estudios previos [27] [33] con cámaras trampa y recorridos por transectos no lineales de ancho variable y de 4 km de longitud distribuidos por toda la propiedad de forma aleatoria durante los meses de junio y julio, además se usaron datos provenientes de monitoreos previos realizados en el sitio en el periodo comprendido entre 2018-2024.

Para calcular el Índice de Idoneidad del Hábitat (HSI) para cada especie en un escenario específico, siguiendo la metodología propuesta por P. Savary, J. C. Foltête, H. Moal, G. Vuidel, & S. Garnier [34] se utilizó “R” versión 4.2.3 y varias bibliotecas (ggplot2, dismo, raster, terra y cli). Se validaron los datos de ocurrencia (presencia de especies) y predictores (mapa de uso del suelo), se ajustó un modelo “Maxent” para predecir la idoneidad del hábitat y se realizaron predicciones espaciales del HSI hasta encontrar el modelo de mejor ajuste [17]. A partir de esto, según la metodología aplicada por J. Betbeder, M. Laslier, L. Hubert-Moy, F. Burel, & J. Baudry [35] se definió un umbral para identificar el hábitat adecuado y se generó una matriz de resistencia, ambos almacenados como mapas ráster, seguidamente se calculó la capacidad de los parches siendo el producto del área del parche en metros cuadrados y el HSI dentro del parche.

Para calcular la conectividad de cada especie en el escenario específico, se emplearon bibliotecas en “R” (terra, sf, cli, processx, stringr, writexl). Se calcularon las distancias óptimas entre puntos de ocurrencia, se prepararon los datos de hábitat y resistencia derivados del HSI, y se ejecutó “Graphab” versión 2.8.1 software francés desarrollado por Foltête et al. [36] en R versión

4.2.3 [34] acorde con la metodología aplicada por [17] y [15] se generaron gráficos de conectividad del hábitat con sus enlaces o corredores y nodos o parches.

**Identificación de áreas prioritarias y proposición de mejoras concretas de la conectividad funcional**

Se computaron métricas de conectividad [15] para el análisis de la información derivada de los modelos de conectividad ecuaciones 5, 6 y 7.

Probabilidad de Conectividad (PC) [36].

$$PC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j e^{-ad_{ij}} \quad (5)$$

Donde

A= área de la zona de estudio

$a_i$  y  $a_j$  = capacidades respectivas de los parches de hábitat  $i$  y  $j$

$d$ = distancia en costo entre parches  $i$  y  $j$

A escala global refleja la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar dentro del área de estudio estén conectados [37].

Probabilidad de Conectividad Delta (dPC) [36].

$$dPC = (PC - PC^i) / PC \quad (6)$$

Donde: PC = Probabilidad de conectar;  $PC^i$  = Remoción del parche  $i$

A escala local determina la importancia relativa de cada parche o enlace a la conectividad global [15].

Flujo de Interacción (IF).<

$$FI = \sum_j^n = i a_i^\beta a_j^\beta e^{-ad_{ij}} \quad (7)$$

Donde:  $a_i$  y  $a_j$ = capacidades respectivas de las funciones del parche  $i$  y  $j$ ;  $d_{ij}$  = distancia en costo entre dos parches.

En escala local Indica la accesibilidad potencial de cualquier punto del hábitat (es decir, píxel) a la red global [37].

**Resultados y discusión**

**Validación de la capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023 en el área que comprende la Reserva Conchal**

La capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023 en la Reserva Conchal (Figura 1) demostró



una alta precisión, con un índice Kappa de 0,97, una precisión del 98,53 %, una exactitud del 97,88 % y un error de muestreo estratificado SE ( $\bar{y}d$ ) de 5,33 % con un nivel de confianza del 95 % y  $\alpha$  de 0,05. Los errores de clasificación se presentaron principalmente en la categoría de “otros usos del suelo” al compararla con las clases de “manglar” y “bosque secundario” (Cuadro 3). Esto podría deberse a la variación entre los tipos de coberturas vinculadas a la clase "otros usos" ya que la clasificación supervisada ajusta los resultados a las clases de coberturas del suelo definidas por el usuario, pero no garantiza que estas sean estadísticamente separables [38].

**Modelación de la conectividad funcional en la Reserva Conchal**

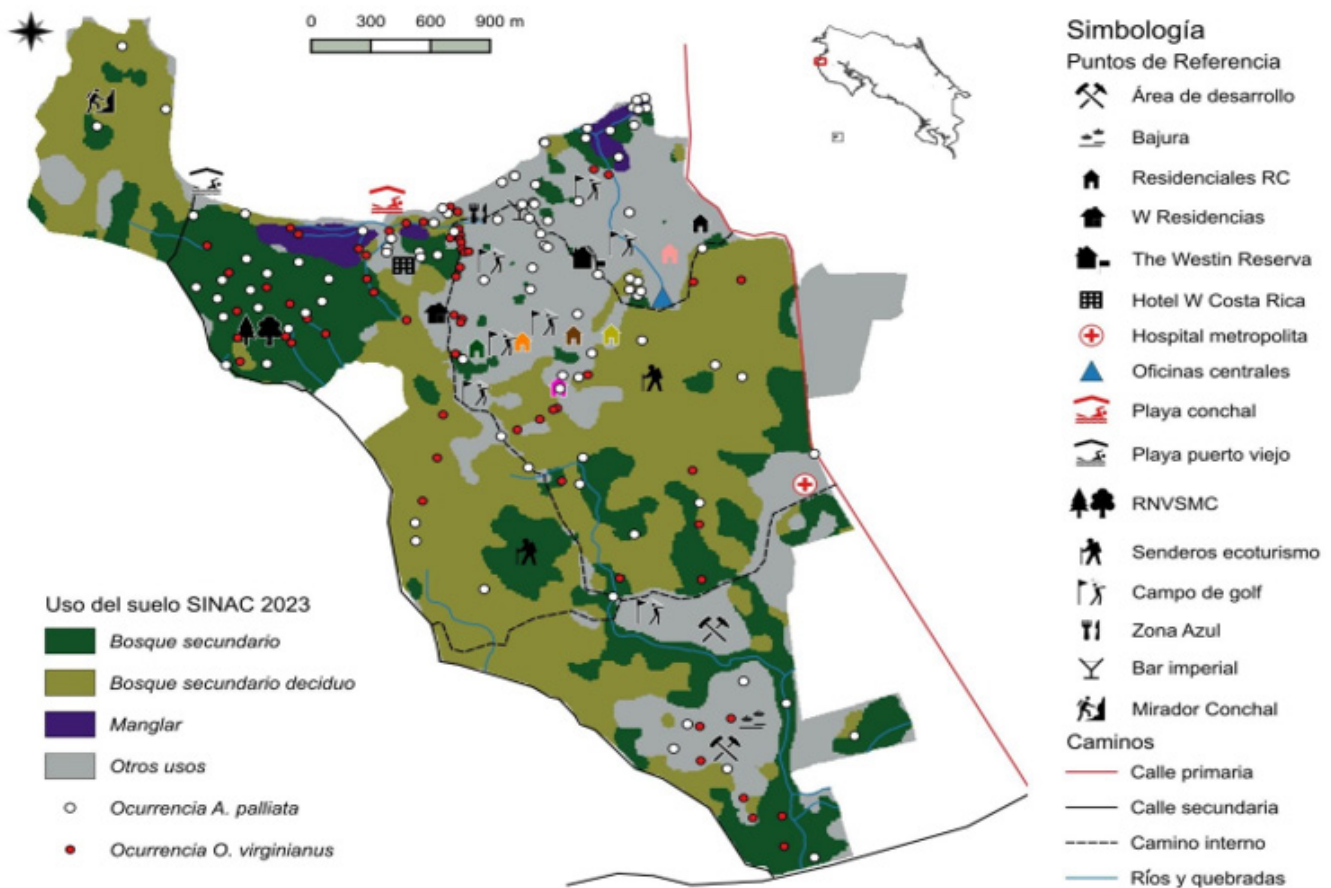
Se obtuvieron 102 puntos georreferenciados de ocurrencia para *A. palliata* y 73 para *O. virginianus* (Figura 1) distribuidos por toda la propiedad y en los cuatro usos de suelo evaluados, incluyendo “otros usos”

**Cuadro 3.** Matriz de confusión de la validación de la capa de coberturas y usos del suelo del SINAC 2023 en el área que comprende la Reserva Conchal.

**Table 3.** Confusion matrix of the validation of the SINAC 2023 land cover and land use layer in the area encompassing the Reserva Conchal.

Usos del suelo	Bs	Bsd	M	Ou	Total
Bs	47				47
Bsd	1	95			96
M			35	2	37
Ou	2			54	56
Total	50	95	35	56	236

Donde, Bs: Bosque secundario, Bsd: Bosque secundario decido, M: Manglar, Ou: Otros usos



**Figura 1.** Clasificación de usos del suelo y puntos de ocurrencia georreferenciados de *A. palliata* y *O. virginianus* en la Reserva Conchal, Costa Rica.

**Figure 1.** Land use classification and geo-referenced points of occurrence of *A. palliata* and *O. virginianus* in the Reserva Conchal, Costa Rica.

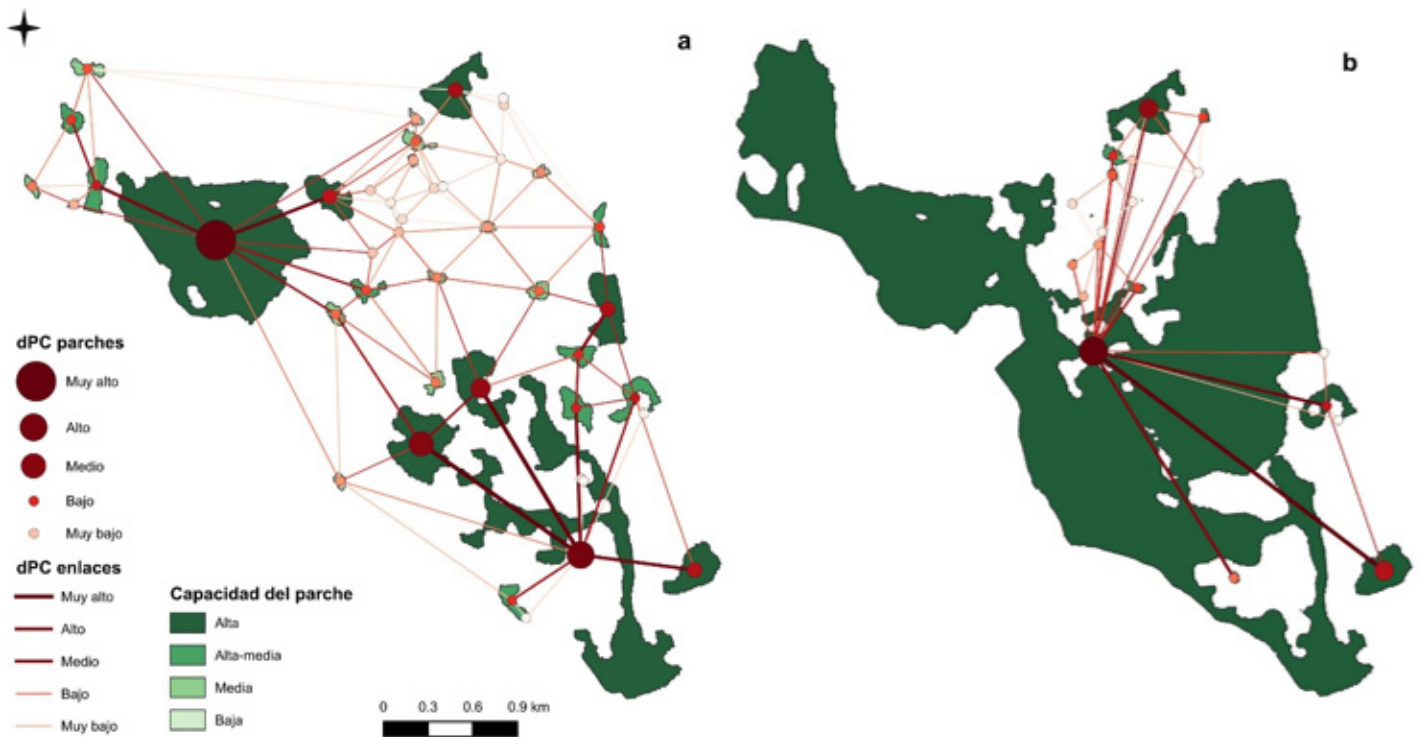
con coberturas de suelo urbanizado, canchas de golf, jardines, etc. A pesar de no ser hábitats idóneos para las especies evaluadas, estos espacios son utilizados para movilizarse entre fragmentos [27], y en algunos casos, en búsqueda de alimento. Se observó a *A. palliata* en árboles frutales plantados en zonas urbanizadas, mientras que *O. virginianus* fue visto alimentándose de rebrotes de arbustos ornamentales. Se cree que este comportamiento está fuertemente relacionado con la falta de fuentes de alimento dentro de los parches de bosque en recuperación [9], a mayor disponibilidad de alimentos en estos sitios, menor sería la necesidad de dispersión en hábitats modificados antropológicamente [39]. Esto se evidencia con el avistamiento de ambas especies en el RNVSMC (Figura 1) siendo el espacio de hábitat natural menos perturbado dentro de la Reserva Conchal [5].

El índice PC indicó una mayor probabilidad de conexión a escala global bajo el escenario de uso de suelo actual para *O. virginianus* con un valor de 0,066, mientras que *A. palliata* obtuvo un valor de 0,0058. Esto podría explicarse por el comportamiento de *A. palliata*, que típicamente requiere cobertura boscosa para desplazarse [31], mientras que *O. virginianus* puede moverse más fácilmente a través de otros usos de suelo, prefiriendo en algunos casos áreas abiertas o fáciles de transitar [31] por lo que es posible

que la fragmentación del hábitat natural no afecte negativamente la conectividad del venado cola blanca en la Reserva Conchal. Según lo afirma L. Fahrig [40], la fragmentación del hábitat, en contraste con la pérdida del hábitat, puede tener efectos tanto positivos como negativos, en la conectividad funcional, dependiendo de las condiciones.

Se estimó la capacidad de los parches de las especies clave evaluadas (Figura 2) con base en el HSI, para *O. virginianus* (figura 2b), con un parche continuo de 562,819 ha, se observó cierto grado de capacidad para albergar individuos de forma permanente en el sitio. Sin embargo, el HSI se supone que el comportamiento de movimiento sigue factores similares a la selección de hábitat, lo que puede no ser siempre cierto [41].

Por otro lado, *A. palliata* mostró varios parches con capacidad moderada de 81,23 ha a 4,33 ha y de formas más circulares (Figura 2a); el parche más amplio que se observó pertenece al RNVSMC. Lo que podría explicarse por el estado de conservación del sitio y los esfuerzos de restauración realizados [5], aunque se debe tomar en cuenta el sesgo de selección de muestreo para modelos MaxEnt [42] principalmente por los registros tomados de datos naturalistas, considerando la posibilidad de que estas áreas se hayan muestreado más intensamente que otras.



**Figura 2.** Gráfico de conectividad funcional para *A. palliata* (a) y *O. virginianus* (b) en la Reserva Conchal, Costa Rica.

**Figure 2.** Functional connectivity graph for *A. palliata* (a) *O. virginianus* (b) in the Reserva Conchal, Costa Rica.



**Figura 3.** Flujo de interacción (IF) entre los parches de hábitat de *O. virginianus* y *A. palliata* en la Reserva Conchal, Costa Rica.

**Figure 3.** Interaction flow (IF) between the habitat patches of *O. virginianus* and *A. palliata* in the Reserva Conchal, Costa Rica.

Los gráficos de conectividad (Figura 2) reflejan la importancia de los parches a escala local en términos de su contribución a la conectividad global, clasificados según su valor dPC. Para *A. palliata* (Figura 2a), de un total de 43 parches, 8 se ubicaron en las categorías más altas de importancia. La región del RNVSMC se clasifica como "Muy alta" y es crucial para la conectividad con los parches adyacentes a la costa de Playa Conchal, que probablemente son rutas de desplazamiento para individuos entre los límites de la propiedad y hábitats vecinos. Durante la investigación, se observó un individuo atropellado en la carretera que delimita el refugio, lo que subraya la necesidad de mejorar la conectividad en esta área. Además, los parches ubicados al sur, que incluyen senderos y áreas de bosque en regeneración, presentan una forma alargada, lo que podría intensificar el efecto de borde. Esto conlleva un aumento en la exposición a depredadores, mayor interferencia por actividad humana y ruido artificial, así como una mayor probabilidad de invasión de especies exóticas y alteraciones en las condiciones microclimáticas [43].

Para *O. virginianus* (Figura 2b), de 19 parches, 3 se clasificaron en las categorías superiores, lo cual posiblemente se deba a la presencia de parches más grandes y continuos.

El análisis del dPC para los enlaces muestra que *A. palliata* cuenta con 102 enlaces, de los cuales 16 son

críticos debido a la alta fragmentación del hábitat [15] y a los hábitos de movimiento principalmente arborícolas de la especie [31]. En contraste, *O. virginianus* presentó 40 enlaces, de los cuales 6 se consideran cruciales, especialmente en el sur de la propiedad, en los fragmentos de parche alargados y colindantes con carretera pública, donde se evidencian problemas como la cacería ilegal, en los monitoreos con cámara trampa realizados.

La Figura 3 ilustra las regiones con mayor probabilidad de interacción (IF) para ambas especies, con focos importantes en la zona costera al norte de la propiedad. En el ecosistema de manglar, se observa un solapamiento en la interacción de ambas especies, lo cual beneficia la permeabilidad del hábitat. No obstante, la conectividad podría verse comprometida debido a que este fragmento está aislado dentro de una matriz dominada por otros usos del suelo, incluyendo zonas urbanizadas con alta afluencia turística. Esta dinámica podría influir en el comportamiento de las especies y aumentar su aislamiento [15]. Se observa alta interacción de *A. palliata* en el RNVSMC coincidiendo con lo observado en la Figura 2, se observan otros puntos de interacción importante en la parte suroeste, en áreas de bosque secundario y deciduo cercanas a la calle pública.

Las áreas con menor flujo de interacción corresponden a parches de bosque más pequeños dentro de la matriz



de otros usos del suelo, lo que limita la conectividad de estas especies [44]. Es importante resaltar que el análisis se realizó para dos especies de mamíferos grandes; estos parches pequeños podrían obtener resultados diferentes si se evalúan especies más pequeñas [44]. Al sureste, se observó alta interacción para ambas especies en áreas de “otros usos”, posiblemente debido a la existencia de enlaces más cortos de conectividad [20], sumado a la lejanía de las zonas con mayor interacción humana al norte de la propiedad y a las características del sitio preferido por ambas especies [28] [31], actualmente potreros en desuso rodeados de bosque secundario siempre verde.

Con las métricas analizadas (dPC, IF, PC), se identificaron parches y corredores críticos para la conectividad global del sitio (Figura 4) en ambas especies. En el caso de *A. palliata*, se busca maximizar el uso de los bosques [32] para facilitar el movimiento entre hábitats, conectando ambos extremos de la propiedad. Algunos de los enlaces atraviesan vías, por lo que se recomienda la instalación de pasos de fauna aéreos y cables eléctricos aislados [45] permitiendo un flujo genético adecuado y reduciendo la mortalidad por aislamiento y atropellamiento [46]. En varios fragmentos del bosque se reseñan índices bajos de abundancia relativa y diversidad de especies de la cobertura forestal [9], lo que sugiere la necesidad de implementar acciones silviculturales y de restauración para mejorar su calidad y, así, la conectividad [47].

Por su parte, *O. virginianus* mostró enlaces de mayor longitud que cruzan distintos tipos de uso del suelo, posiblemente debido a su capacidad para adaptarse a estos ambientes [28]. Se identificaron tanto parches como corredores prioritarios en áreas a desarrollar, por lo que estas herramientas son esenciales para evaluar el impacto ambiental de las obras desde esta perspectiva y planificar la mitigación de efectos adversos sobre la conectividad [18] por ejemplo, ejecutando actividades de reforestación y enriquecimiento con especies nativas en las áreas disponibles que coinciden con las zonas prioritarias identificadas (Figura 4).

## Conclusiones

La evaluación de la conectividad funcional en la Reserva Conchal sugiere que *O. virginianus* presenta una mayor probabilidad de conexión global que *A. palliata*, demostrando que la adaptabilidad a diversos usos del suelo y la capacidad de desplazamiento a pesar de la fragmentación del hábitat influyó en los resultados obtenidos.

La vulnerabilidad de *A. palliata* a la fragmentación se evidenció debido a su alta dependencia de corredores específicos y su necesidad de cobertura boscosa para desplazarse.

Las métricas locales identificaron parches y enlaces clave que podrían fortalecer la conectividad del hábitat favoreciendo a ambas especies, subrayando la relevancia de enfocar los esfuerzos de restauración y conservación en áreas prioritarias, adaptando las intervenciones a los requerimientos ecológicos específicos de cada especie focal.

Esta metodología puede servir como modelo para la gestión de corredores biológicos y otras estrategias de conservación a nivel nacional, guiando la planificación y ejecución de tácticas adaptativas que promuevan la preservación de la biodiversidad y la sostenibilidad ecológica.

La capa de cobertura y usos del suelo del SINAC 2023 demuestra una buena precisión, incluso a pequeña escala.

## Recomendaciones

Se sugiere evaluar la conectividad para especies más pequeñas, con diferentes formas de dispersión, como el vuelo y con diferentes requerimientos de hábitat, comportamiento y biología.

Los softwares "Graphab" y "MaxEnt" en R permiten incluir variables adicionales, como precipitación, temperatura y modelos de elevación digital, esto podría mejorar la precisión de los modelos de dispersión.

Es recomendable disgregar la clase “otros usos” de la clasificación de uso de suelo del SINAC 2023.

## Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico de Costa Rica, le doy las gracias por abrirme sus puertas y sostener mis sueños en cada paso. Al SINAC, por brindarme la asesoría técnica; a Reserva Conchal, por su apoyo en la logística.

## Referencias

- [1] V. E. Rusch and N. Fracassi, "Indicadores de Biodiversidad: Informe preparado por el proyecto INTA PI 038. Evaluación, monitoreo y manejo de la biodiversidad en sistemas agropecuarios y forestales," EEA Bariloche, INTA, 2021.
- [2] C. Pauly, "Analyse de la cohérence écologique du réseau écologique fonctionnel en région ardennaise," Tesis, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Bélgica, 2023.
- [3] R. G. Lobo, P. L. Azofeifa, and L. H. Quirós, "La biodiversidad de Costa Rica en dos siglos de vida independiente, y una mirada hacia el tricentenario", Revista del Archivo Nacional, vol. 85, Agost., pp. 1-44, 2021.
- [4] A. M. Sierra-Parra, D. Delgado-Rodríguez, R. Villalobos-Soto, C. G. Herrera-Martínez, M. Gutiérrez, y N. Quijano-Prieto, "Estrategias de restauración activa en áreas de



- potrero del Corredor Biológico Rincón-Cacao, Costa Rica," CATIE, 2021.
- [5] SINAC, "Plan de General Manejo de Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Conchal," 2018.
- [6] J. Aguirre-Gutiérrez, L. O. Anderson, M. P. P. Batista, M. J. Campagnolo, J. F. Esquivel-Muelbert, T. R. Feldpausch, E. Gloor, N. Higuchi, Y. Malhi, A. C. L. da Costa, y L. E. O. C. Aragão, "Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity," *Nature Communications*, vol. 11, no. 1, pp. 33-46, Jul. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16973-4>
- [7] C. A. Rivas Cobo, "Teledetección y sistemas de información geográficos aplicados al seguimiento de procesos de deforestación en bosques secos de Ecuador," Tesis, Universidad de Córdoba, Córdoba, España, 2021.
- [8] G. A. Sánchez-Azofeifa, M. Quesada, J. P. Rodríguez, J. M. Nassar, K. E. Stoner, A. Castillo, T. Garvin, E. L. Zent, J. C. Calvo-Alvarado, M. E. R. Kalacska, L. Fajardo, J. A. Gamon, y P. Cuevas-Reyes, "Research priorities for neotropical dry forests," *Biotropica*, vol. 37, no. 4, pp. 477-485, Nov. 2005. <https://doi.org/10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-i1>
- [9] H. M. Sánchez-Toruño, W. Porras-Zuñiga, P. Marroquin-Morales, M. Á. Pequeño-Ledezma, G. Hernández-Sánchez, W. Montero-Flores, e I. Mesen-Montano, "Análisis de cobertura en bosque secundario del Refugio Nacional Vida Silvestre Mixto Conchal, Costa Rica," E-CUCBA, 2022.
- [10] SINAC, "Estrategia Regional para el Manejo y Conservación de los Manglares en el Golfo de Nicoya-Costa Rica 2019-2030," SINAC, San José, Costa Rica, 2019.
- [11] P. Menéndez, I. J. Losada, S. Torres-Ortega, S. Narayan, y M. W. Beck, "The global flood protection benefits of mangroves," *Scientific Reports*, vol. 10, no. 1, pp. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>
- [12] J. P. Mora Salas, "Análisis de la estructura y composición florística de los manglares del Corredor Biológico Costero Baulas-Conchal (CBC-BC) para la elaboración de una propuesta de conectividad ecológica que posibilite implementar acciones de manejo y conservación," Tesis, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 2018.
- [13] K. R. Crooks y M. Sanjayan, *Connectivity Conservation* vol. 14., Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, 2006.
- [14] A. J. Calvo-Obando, "Determinación de índices de fragmentación y modelamiento de la conectividad en los corredores biológicos de Costa Rica," Tesis, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, 2009.
- [15] B. Luiza Amante, "La conectividad funcional y los servicios ecosistémicos proporcionados por abejas en los agropaisajes del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica," Tesis, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica, 2020.
- [16] A. T. Keeley, P. Beier, y J. S. Jenness, "Connectivity metrics for conservation planning and monitoring," *Biological Conservation*, vol. 255, Feb., pp. 1-14, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>
- [17] R. Duflot, C. Avon, P. Roche, and L. Bergès, "Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: An applied methodological framework and a species case study," *Journal for Nature Conservation*, vol. 46, Dec, pp. 38-47, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.005>
- [18] J. C. Foltête, X. Girardet, and C. Clauzel, "A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning," *Landscape and Urban Planning*, vol. 124, Apr., pp. 140-150, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.012>
- [19] A. Bergsten and A. Zetterberg, "To model the landscape as a network: A practitioner's perspective," *Landscape and Urban Planning*, vol. 119, Nov., pp. 35-43, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.06.009>
- [20] Ö. Bodin and S. Saura, "Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments," *Ecological Modelling*, vol. 221, no. 19, Sept., pp. 2393-2405, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.017>
- [21] C. Morera-Beita, L. F. Sandoval-Murillo, and L. D. Alfaro-Alvarado, "Evaluación de corredores biológicos en Costa Rica: Estructura del paisaje y procesos de conectividad-fragmentación," *Revista Geográfica de América Central*, vol. 66, Jun., pp. 106-132, 2021. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.66-1.5>
- [22] E. Ortiz-Malavasi, *Atlas de Costa Rica 2014*, Instituto Tecnológico de Costa Rica, 2014.
- [23] J. Fallas, "Inventario Forestal Costa Rica: Clases de cobertura y uso de la tierra y homologación entre las partes interesadas," SIMOCUTE, 2020.
- [24] P. Olofsson, G. M. Foody, S. V. Stehman, and C. E. Woodcock, "Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation," *Remote Sensing of Environment*, vol. 129, Feb., pp. 122-131, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>
- [25] D. Álvarez-Masis, "Conectividad estructural del paisaje circundante a los corredores biológicos del ITCR, Campus Tecnológico Central Cartago, Costa Rica," Tesis, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, 2023.
- [26] W. G. Cochran, *Sampling Techniques*, New York: John Wiley & Sons, 1977.
- [27] I. Azofeifa Rojas, "Vulnerability Index of the Congo Monkey (*Alouatta palliata* palliata) from the Vision of Sustainable Development for its Conservation," *Revista Rupturas*, vol. 14, no. 1, Jun., pp. 213-239, 2024. <http://dx.doi.org/10.22458/rr.v14i1.5186>
- [28] F. M. Contreras-Moreno, S. B. G. J. Zúñiga-Sánchez, y J. Bello-Gutiérrez, "Preferencia de hábitat de *Odocoileus virginianus* thomasi Merriam en dos ejidos ganaderos del sureste de México," *Agro Productividad*, vol. 8, no. 5, pp. 49-55, 2015.
- [29] M. Bourgeois, "Mesurer et spatialiser les impacts des formes de croissance urbaine sur les réseaux écologiques pour guider des politiques d'aménagement et de conservation," in *Journée Graphab*, pp.46-49, 2017.
- [30] J. F. González-Maya, "Ecología poblacional de una tropa de *Alouatta palliata* en un bosque premontano de Costa

- Rica," *Rev. Mex. Mastozool. (Nueva Época)*, vol. 13, no. 1, Jul., pp. 33-42, 2023.
- [31] P. Vargas-Alpízar, E. Calderón-Sancho, L. M. Piedra-Castro, y R. Sánchez-Porras, "Composición, distribución y movimiento de tropas de monos aulladores (*Alouatta palliata*) en el paisaje agrícola de Pital, San Carlos, Costa Rica," *Neotropical Primates*, vol. 28, no. 1-2, pp. 26-38, Universidad de California, 2022.
- [32] K. E. Stoner, "Habitat selection and seasonal patterns of activity and foraging of mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa Rica," *International Journal of Primatology*, vol. 17, Feb., pp. 1-30, 1996.
- [33] J. A. Chávez Gamboa, "Estimación poblacional de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) y abundancia relativa de fauna acompañante en el PP El Conejo, Ocampo, Durango," Tesis, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México, 2023.
- [34] P. Savary, J. C. Foltête, H. Moal, G. Vuidel, and S. Garnier, "graph4lg: A package for constructing and analysing graphs for landscape genetics in R," *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 12, no. 3, Nov., pp. 539-547, 2021. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13530>
- [35] J. Betbeder, M. Laslier, L. Hubert-Moy, F. Burel, and J. Baudry, "Synthetic Aperture Radar (SAR) images improve habitat suitability models," *Landscape Ecology*, vol. 32, Jun., pp. 1867-1879, 2017.
- [36] J. C. Foltête, C. Clauzel, and G. Vuidel, "A software tool dedicated to the modelling of landscape networks," *Environmental Modelling & Software*, vol. 38, Dec., pp. 316-327, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>
- [37] Cidre-González, A., Rivas, C. A., & Navarro-Cerrillo, R. M. "Fragmentation and Connectivity in dehesa Ecosystems Associated with *Cerambyx* spp. Dispersion and Control: A Graph-Theory Approach", *Forests*, Vol. 15, no. 4, Apr., pp. 648, 2024. <https://doi.org/10.3390/f15040648>
- [38] J. Borràs, J. Delegido, A. Pezzola, M. Pereira, G. Morassi, and G. Camps-Vall, "Land use classification from Sentinel-2 imagery," *Revista de Teledetección*, no. 48, Jun., pp. 55-66, 2017. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>
- [39] R. Belmont, "A Conservation Model: Costa Rican conservation strategies effectively preserve their threatened primates," Tesis, Regis University, Denver, Colorado, 2024.
- [40] L. Fahrig, "Effects of habitat fragmentation on biodiversity," *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 34, no. 1, Nov., pp. 487-515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- [41] K. A. Zeller, K. McGarigal, and A. R. Whiteley, "Estimating landscape resistance to movement: a review," *Landscape Ecology*, vol. 27, Apr., pp. 777-797, 2012.
- [42] J. Elith, S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates, "A statistical explanation of MaxEnt for ecologists," *Diversity and Distributions*, vol. 17, no. 1, Nov., pp. 43-57, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- [43] V. Arroyo-Rodríguez, L. Fahrig, M. Tabarelli, J. I. Watling, L. Tischendorf, M. Benchimol, E. Cazetta, D. Faria, I. R. Leal, F. P. L. Melo, J. C. Morante-Filho, B. A. Santos, R. Arasa-Gisbert, N. Arce-Peña, M. J. Cervantes-López, S. Cudney-Valenzuela, C. Galán-Acedo, M. San-José, I. C. G. Vieira, J. W. F. Slik, A. J. Nowakowski, and T. Tschardtke, "Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation," *Ecology Letters*, vol. 23, no. 9, Sept., pp. 1404-1420, 2020. doi: 10.1111/ele.13535.
- [44] L. Corrales, C. Brenes, J. Betbeder, y E. Fung, "Evaluación de la infraestructura verde y conectividad ecológica en el cantón de Curridabat," Municipalidad de Curridabat, 2019.
- [45] K. Laidlaw, E. Broadbent, and S. Eby, "Effectiveness of aerial wildlife crossings: Do wildlife use rope bridges more than hazardous structures to cross roads?," *Revista de Biología Tropical*, vol. 69, no. 3, Jul., pp. 1138-1148, 2021. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v69i3.47098>
- [46] A. Estrada, P. A. Garber, A. B. Rylands, C. Roos, E. Fernandez-Duque, A. Di Fiore, K. A. Nekaris, V. Nijman, E. W. Heymann, J. C. Lambert, F. Rovero, C. Barelli, J. M. Setchell, T. R. Gillespie, R. A. Mittermeier, E. A. Williamson, E. Palacios, S. Wich, ... F. Melo, "Primates in peril: The significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation," *PeerJ*, vol. 6, p. e4869, Jun. 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.4869>
- [47] P. Visconti and C. Elkin, "Using connectivity metrics in conservation planning—when does habitat quality matter?," *Diversity and Distributions*, vol. 15, no. 4, Jun., pp. 602-612, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00564.x>