

Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador

Evaluation of structural and functional connectivity in the Podocarpus-Yacuambi conservation corridor, Ecuador

ANA MILENA ALONSO-F.

BRYAN FINEGAN

CHRISTIAN BRENES

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Apartado 7170, Turrialba, Costa Rica. anamilenalonsof@live.com, bfinegan@catie.ac.cr, christian.brenes@catie.ac.cr

SVEN GÜNTER

Institute of International Forestry and Forest Economics, 38116 Braunschweig, Alemania. sven.guenter@thuenen.de

XIMENA PALOMEQUE

Centro de Agroforestería y Manejo del Paisaje. Universidad de Cuenca, Av. 12 de Abril y Av. Loja. Apartado: 01.01.168. Cuenca, Ecuador. xpalomequep@gmail.com

RESUMEN

Con el objetivo de determinar el grado de conectividad estructural en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur del Ecuador, se evaluaron métricas del paisaje y se analizó la conectividad funcional en tres especies de mamíferos con requerimientos ecológicos contrastantes: *Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos* y *Cebus albifrons*. El corredor tiene una extensión de 315346 hectáreas, la cobertura con la mayor proporción es el bosque (71%), paisaje correspondiente a un tipo de alteración “jaspeada”; sin embargo, este uso del suelo tuvo una de las mayores densidades de fragmento (0,25/100 ha), la mayor densidad de borde, contraste de borde y uno de los más bajos índices de conectividad, lo cual es indicativo de fragmentación. A nivel de paisaje, el índice de contagio fue de 74% y la conectividad con un umbral de distancia de 40 Km alcanzó el 74%. El hábitat óptimo para el *Tapirus pinchaque* abarcó la mayor proporción del corredor (78%), para *Sturnira erythromos* fue de 72%, mientras que *Cebus albifrons* obtuvo (29%). Los fragmentos de hábitat que pueden servir como puentes de paso para las tres especies se encuentran principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de mayo e Imbana, por lo que es necesario priorizar estas áreas para hacer proyectos de producción sostenible y conservación. Aunque el bosque abarca una gran proporción de la zona, la conectividad estructural es baja debido a la fragmentación. La conectividad funcional para el tapir y el murciélago es óptima; no obstante, existen cuellos de botella en las zonas fragmentadas.

Palabras clave. Calidad de hábitat, métricas de paisaje, *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons*, *Sturnira erythromos*.

ABSTRACT

In order to determine the degree of structural connectivity in the Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) ecological corridor in southern Ecuador, landscape metrics were evaluated and functional connectivity was analyzed for three mammalian species with contrasting ecological requirements: *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons*, and *Sturnira erythromos*. The corridor is a variegated landscape with an area of 315346 hectares, of which 71 percent is forest. However, the forest is highly fragmented with high patch density (0.25/100 ha), high edge density and edge contrast index and low levels of connectivity. At the landscape level,

the contagion index was 74 percent and connectivity with a threshold distance of 40 Km reached 74 percent. The optimal habitat for *Tapirus pinchaque* spanned the largest proportion (78%) of the corridor compared to *Sturnira erythromos* (72%) and *Cebus albifrons* (29%). Habitat patches that can serve as “stepping stones” for the three species are found mainly in the districts of Tutupali, 28 de Mayo and Imbana, so it is necessary to prioritize these areas for sustainable production and conservation projects. The study suggests that although forest cover is high, structural connectivity is low due to fragmentation. Functional connectivity for the tapir and the bat is optimal; however, there are bottlenecks in fragmented areas.

Key words. Quality of habitat, landscape metrics, *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons*, *Sturnira erythromos*.

INTRODUCCIÓN

La fragmentación de los bosques ocasionada por las actividades humanas, ha traído como consecuencia cambios en las condiciones ambientales de los remanentes de bosque, alteraciones en las interacciones biológicas, pérdida en el número y composición de genotipos, especies, tipos funcionales y unidades de paisaje (Bustamante & Grez 1995, Fahrig 2007). Debido a esto, durante las últimas décadas se han empleado nuevas estrategias para conservar la diversidad biológica. Una de estas es la creación de corredores biológicos propuestos por Wilson & Willis (1975), con base en la teoría del equilibrio de biogeografía de islas postulada por MacArthur & Wilson (1967). Los corredores biológicos están basados en el supuesto de que los fragmentos conectados por un corredor de hábitat adecuado, disminuyen la tasa de extinción y contribuyen a un mayor valor para la conservación que los hábitats aislados (Noss 1992, Primack *et al.* 2001).

La conectividad es la función principal de un corredor biológico y es definida como el grado al cual el paisaje facilita o impide el movimiento de la biota entre fragmentos de hábitat, resultado de la interacción entre procesos de comportamiento como movimiento, reproducción, forrajeo, y la estructura física del paisaje (Taylor *et al.* 1993, Crooks & Sanjayan 2006). Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que

los individuos de una especie determinada pueden desplazarse fácilmente entre hábitats adecuados. Existen dos componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico, uno estructural y otro funcional. El componente estructural lo determina la conexión espacial de diferentes tipos de hábitat en el paisaje y el funcional se refiere a la respuesta en la conducta de los individuos y especies ante la estructura física del paisaje, en este último influyen los requisitos de hábitat de la especie, la tolerancia a hábitats alterados y la fase de vida. En este sentido, las especies, aunque vivan en el mismo hábitat tienen respuestas conductuales diferentes y por lo tanto experimentan niveles distintos de conectividad (Bennett 2004).

La determinación de la conectividad funcional en un corredor biológico resulta primordial para comprobar su efectividad, es importante tener en cuenta que para evaluar esta conectividad se debe establecer para cual organismo o grupo de organismos resulta prioritario determinarla y como la misma va a depender de las características de cada especie. La utilización de “especies focales” se puede implementar para la creación de redes de conectividad, modelamiento de hábitat y selección de áreas de conservación, de manera que sirvan como especie o especies paraguas, cuyo estudio pueda abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad de organismos (Lambeck 1997, Bani *et al.* 2002, Beier *et al.* 2008).

En el presente estudio, se evaluó la conectividad estructural del corredor Podocarpus-Yacuambi mediante la aplicación de métricas de paisaje y la conectividad funcional, con base en tres especies de mamíferos con características ecológicas contrastantes: *Tapirus pinchaque* (Roulin, 1829), *Sturnira erythromos* (Tschudi, 1844) y *Cebus albifrons* (Humboldt, 1812). La implementación del corredor es reciente, por lo cual es importante evaluar la conectividad del territorio, como un insumo que sirva de ayuda en la toma de decisiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi o Yawi-sumak está situado en el sur de Ecuador en la provincia de Zamora Chinchipe, abarcando una superficie de 315345 ha y un intervalo altitudinal de 800 a 3700 m, en su mayoría en la cordillera de los Andes y en la parte oriental en la Amazonía (Factos 2012) (Fig. 1). La iniciativa del corredor surge con el fin de conectar el área ecológica de conservación municipal Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus y es liderada por los Gobiernos Autónomos Descentralizados más cercanos a la problemática territorial: las parroquias rurales (Factos 2012). La vegetación del corredor comprende bosque de niebla, bosque húmedo tropical y el páramo arbustivo, presentando esta región un alto endemismo de flora y fauna, además de una alta proporción de bosque secundario dentro del corredor (Beck *et al.* 2007).

El área ecológica de conservación municipal Yacuambi tiene un área aproximada de 56000 ha y se encuentra localizada entre los 2600 y los 3600 m de altitud. Por otra parte, el Parque Nacional Podocarpus está localizado parcialmente en el extremo oriental de la provincia de Loja y se extiende hacia los territorios de Zamora Chinchipe

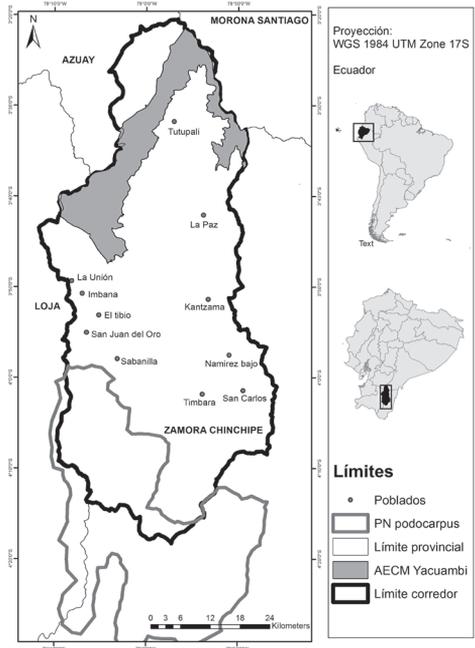


Figura 1. Ubicación del corredor Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur de Ecuador entre las provincias de Loja, Zamora Chinchipe, Azuay y Morona Santiago. Las áreas protegidas son el Área de Conservación Municipal Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus.

dentro de los cantones Zamora, Nangaritza y Chinchipe. Tiene una superficie de 146000 ha, está compuesto en gran parte por bosques nublados y páramos arbustivos, siendo considerado además como uno de los parques con mayor importancia en biodiversidad (Factos 2012). En el corredor de conectividad existen otras áreas naturales que no forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP): Bosque protector corazón de oro, tres reservas pertenecientes al grupo indígena Shuar y una reserva privada de la estación científica San Francisco (Factos 2012).

Conectividad estructural

El análisis de las métricas de paisaje se realizó con base en el mapa de usos de

suelo generado por la Agencia Alemana para la Cooperación Internacional (GIZ por sus siglas en Alemán) a partir de imágenes RAPID EYE de 2011 y 2012 con una unidad mínima de mapeo de 2 ha y una resolución de 30 m (Factos 2012). Se calcularon métricas a nivel de clase y de paisaje con el programa Fragstats 4.1 (McGarigal & Marks 1995).

La estructura fue evaluada en tres niveles: nivel de fragmento, clase y paisaje. La obtención de las métricas se hizo bajo el supuesto de la regla de vecindad de ocho vecinos, con el fin de definir fragmentos y sus límites (McGarigal *et al.* 2002). Para el análisis del corredor se utilizaron las siguientes métricas: Área total (TA), Porcentaje de clase (PLAND), Densidad de fragmentos (PD), Distancia promedio al vecino más cercano (ENN MN), Densidad de borde (ED), Área promedio de fragmento, Índice de fragmento mayor (LPI), forma de fragmento, Índice de contraste de borde (TECI), Contagio (CONTAG), Índice de diversidad de Shannon (SHDI) y Conectividad (CONNECT).

Para el índice de contraste de borde se debe crear una matriz de contrastes para todos los usos del suelo, siendo uno el mayor valor para las coberturas adyacentes más contrastantes y cero, el menor valor de contraste. El criterio para la asignación de los valores estuvo sujeto a la visión del investigador y se basó en la posible similitud de cobertura arbórea.

En cuanto al índice de conectividad, los umbrales de distancia que requiere la métrica corresponden al espacio entre un fragmento y otro para determinar la conectividad física. El umbral es determinado por el usuario de acuerdo con sus objetivos y los organismos de estudio, en este caso se utilizó un amplio intervalo de umbrales de distancia con fines comparativos de manera que se pueden

abarcar los requerimientos de movimiento de un extenso grupo de organismos (1000 m, 5000 m, 10000 m, 20000 m, 30000 m y 40000 m).

Conectividad funcional

Selección de especies

Se realizó una revisión de literatura, consulta a expertos y a pobladores de la región para establecer las principales especies de vertebrados presentes en el área. Para la evaluación de la conectividad funcional, los criterios de selección de las especies fueron: especies emblemáticas, con interés para la conservación, características ecológicas contrastantes e información disponible; con base en esto, se seleccionaron tres especies de mamíferos: *Tapirus pinchaque* llamado tapir de montaña, del orden Perisodactyla, *Cebus albifrons* conocido como capuchino de frente blanca, del orden Primates y *Sturnira erythromos* o murciélago de hombros amarillos del orden Chiroptera (Tabla 1).

Modelación

La modelación de la conectividad funcional se hizo mediante el programa “corridor designer”, el cual es un juego de herramientas para ArcGIS cuyo propósito es crear modelos de hábitat y corredores (Beier *et al.* 2007). La entrada principal es el modelamiento de idoneidad de hábitat, el cual permite evaluar la calidad de hábitat para una especie en el área de estudio y enmascarar el hábitat inadecuado. Los modelos de idoneidad de hábitat relacionan la idoneidad a capas de píxeles como uso del suelo, elevación, posición topográfica y disturbios humanos (Beier *et al.* 2007).

“Corridor designer” construye los modelos de idoneidad de hábitat asignándole a cada factor un peso que refleje su importancia, los puntajes de idoneidad para todos

Tabla 1. Características ecológicas generales de las especies focales.

Características	Tapirus <i>pinchaque</i>	Cebus <i>albifrons</i>	Sturnira <i>erythromos</i>
Orden	Perissodactyla	Primates	Chiroptera
Familia	Tapiridae	Cebidae	Phyllostomidae
Tamaño y peso	150–250 Kg, es la especie más pequeña de las cuatro especies de tapir.	Tamaño mediano, 1700–4700 g	Pequeño, 12–17 g
Hábitat	Páramos andinos, bosques templados, bosques subtropicales	Bosques tropicales, subtropicales, húmedos y secos	Bosques subtropicales y templados, parte baja del piso altoandino
Distribución	Cordillera de los andes Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú	Colombia, Venezuela, Perú, Brasil, Ecuador, Bolivia y Trinidad	Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y norte de Argentina
Ámbito altitudinal	1200–4700 m	0–2000 m	1100–3400 m
Dieta	Hojas, ramas, frutos, saladeros	Frutos, insectos, pequeños vertebrados, semillas	Frutos
Ámbito de hogar	880 ha/adulto y (Downer 1996); 400 ha/individuo (Acosta <i>et al.</i> 1996) y 551 ha/ind (Lizcano & Cavelier 2000); 451 ha (Castellanos 2013)	110–120 ha (Defler 1979), 150 ha (Terborgh 1983), 240 ha (Matthews 2009)	No hay información. Ámbito de hogar utilizado de <i>Sturnira lilium</i> 36,5 a 90,7 ha (Loayza & Loiselle 2008)
Distancia dispersión	5–10 Km (Tapia, A, com, personal, Mayo 2013)	4–5 Km (Defler 1979)	Datos de <i>Sturnira lilium</i> 1–1,5 Km (Loayza & Loiselle 2008)
Estado de conservación	En peligro (UICN), incluido en el apéndice I de CITES. Especie insignia del corredor.	Apéndice II CITES. Preocupación menor UICN	Preocupación menor UICN

los factores de hábitat son combinados para formar un solo mapa de hábitat con un puntaje para cada pixel (Beier *et al.* 2007). El mapa resultante presenta cinco categorías de idoneidad de hábitat: hábitat evitado (valor cero en calidad de hábitat), fuertemente evitado (0–33), ocasionalmente usado (33–56), subóptimo (56–78) y óptimo (78–100).

Los fragmentos proporcionados por el mapa son: fragmentos poblacionales, que hacen referencia a un área lo suficientemente grande para soportar una población por diez años y los fragmentos de reproducción que son áreas más pequeñas que un fragmento

poblacional, pero lo suficientemente grandes como para soportar una pareja reproductiva y su cría en la época de reproducción, para este último caso se utiliza el rango de hogar (Beier *et al.* 2007).

Los insumos requeridos para el programa se adquirieron mediante la revisión bibliográfica y encuesta a expertos (calidad de hábitat de las clases, rango de hogar, elevación, topografía). En este sentido, Clevenger *et al.* (2002) mencionan que los modelos basados en expertos que no incluyeron una revisión de literatura tienen un desempeño menor que los modelos de expertos basados en literatura.

RESULTADOS

Conectividad estructural

El corredor está conformado por 8192 fragmentos distribuidos en trece clases: 1) Bosque, 2) vegetación herbácea, 3) Pastos y cultivos, 4) pastos degradados, 5) páramo, 6) matorral bajo, 7) matorral alto, 8) infraestructura, 9) cultivos, 10) cuerpos de agua, 11) área quemada, 12) agroforestería y 13) otros. El uso del suelo con la mayor proporción es el bosque (71,5%), seguido por el páramo con una gran diferencia (12,6%) y los pastos y cultivos con un 7,1%; sin embargo, el bosque presenta un alto número de fragmentos en comparación con las demás coberturas naturales (Tabla 2). Los pastos y cultivos, así como también los pastos degradados tienen un bajo porcentaje en el área y son los que poseen el mayor número de fragmentos, de igual manera sucede con los cuerpos de agua y la infraestructura.

Mientras mayor sea el número de fragmentos de una cobertura, mayor será su densidad de borde, lo cual concuerda con los resultados para bosque, pastos degradados, pastos y cultivos y páramo. El bosque es el uso de suelo que tiene la mayor densidad de borde, estando relacionado con los efectos de borde que pueden ser negativos para las especies (Tabla 2).

En cuanto al índice de forma, si este tiende a uno (1) significa que los fragmentos son más regulares y va aumentando a medida que se vuelven más irregulares, sin un límite superior. Estas métricas hacen referencia al grado de compactación y complejidad de los fragmentos (McGarigal *et al.* 2002). El bosque obtuvo el menor índice de forma, cercano al índice de los pastos degradados y pastos y cultivos, indicando que estos usos tienen formas más regulares (Tabla 2).

En el área de estudio el bosque es una de las coberturas que cuenta con vecinos de la misma clase más cercanos, la desviación estándar y el coeficiente de variación fueron bajos, reflejando la distribución en todo el paisaje de los fragmentos de bosque, como se puede observar en los resultados de superficie total y proporción en el paisaje, constituyéndose el bosque en la matriz dentro del área de estudio. Las mayores distancias la tienen los cultivos, debido a que son escasos en el área de estudio y están limitados a ciertas zonas (Tabla 2).

Los cuerpos de agua, infraestructura, agroforestería y bosque tienen los índices de contraste de borde más altos (Tabla 2). En el caso del bosque esto refleja que los usos del suelo aledaños son los más contrastantes (pasturas, cultivos o infraestructura). El área promedio de los fragmentos de bosque y páramo es la más alta, el resto de usos del suelo tienen un promedio de fragmentos menor a 12 ha; sin embargo, para el bosque el índice de fragmento mayor tiene un valor de 70, lo cual indica que el fragmento más grande del bosque abarca un 70% del bosque total, existiendo fragmentos que abarcan la mayor parte de la extensión y muchos fragmentos de tamaño pequeño (Tabla 2). El 90% de los fragmentos de bosque tienen un tamaño menor a 10 ha y menos del 1% son fragmentos de más de 200 ha.

En el corredor existe una posibilidad del 74% de que fragmentos de la misma clase se encuentren adyacentes. Por otra parte, el índice de diversidad de Shannon refleja la diversidad del paisaje basado en su composición, cuando se aproxima a cero solo existe una clase paisajística y aumenta debido al incremento de clases, siendo sensible a tipos de fragmento raros (McGarigal *et al.* 2002). Los resultados muestran un paisaje heterogéneo, en el cual se interrumpe la conectividad de un uso por

Tabla 2. Métricas a nivel de clase y paisaje dentro del corredor.

Uso del suelo	Área total (ha)	Densidad de fragmentos (número/100 ha)	Densidad de borde (m/ha)	Área promedio fragmento (ha)	Índice de fragmento mayor (%)
Agroforestería	838	0,02	0,62	11,64	0,02
Cuerpos de agua	3842	0,38	6,7	3,22	0,25
Cultivos	88	0,00	0,08	7,33	0,01
Infraestructura	3157	0,33	4,34	3,00	0,08
Matorral alto	2811	0,10	2,17	8,47	0,22
Matorral bajo	1887	0,07	1,75	8,50	0,05
Páramo	39768	0,15	7,50	85,71	5,94
Pastos degradados	13700	0,60	11,80	7,24	0,16
Pastos y cultivos	22336	0,60	17,08	11,66	0,28
Vegetación herbácea	27	0,00	0,02	8,88	0,01
Bosque	225493	0,27	34,43	259	70,10

Uso del suelo	Índice de forma	Distancia promedio al vecino cercano (m)	SD Distancia al vecino cercano	Contraste de borde (%)
Agroforestería	2,00	107	89	88,33
Cuerpos de agua	2,10	82	186	99,88
Cultivos	1,86	923	1956	48,05
Infraestructura	1,80	70	69	99,92
Matorral alto	1,88	434	745	37,79
Matorral bajo	2,06	222	393	73,69
Páramo	1,95	175	397	68,10
Pastos degradados	1,81	172	216	79,94
Pastos y cultivos	1,96	139	201	85,70
Vegetación herbácea	1,61	184	176	48,05
Bosque	1,56	98	128	88,30

	Contagio (%)	Índice de diversidad de Shannon	Umbral de distancia (m)	Conectividad (%)
Paisaje	73,80	1,04	1000	0,6
			5000	5,2
			10000	14,1
			20000	34,5
			30000	55,9
			40000	74,2

otros y con un índice de contagio medio (Tabla 2).

Los datos sugieren un bajo grado de conectividad estructural. Como se puede

observar en la Tabla 2, para los organismos de corto desplazamiento (1000 m a 5000 m) como es el caso de las especies evaluadas, se alcanza el 5% de la conectividad del paisaje. A una distancia de 30 Km sobrepasa

el 50% y a 40 Km apenas llega al 74% de conectividad que corresponden a un valor amplio de distancia utilizado generalmente por grandes mamíferos.

El bosque y el matorral alto tienen los más bajos índices de conectividad, siendo para el bosque de 70% con un umbral de distancia de 40 Km, de igual manera sucede con el matorral alto y el páramo llegando a un 60 y 70% de conectividad respectivamente, siendo zonas de importancia para el tapir. Únicamente el matorral bajo sobrepasa el 90% de conectividad con este umbral de distancia (Fig. 2).

Conectividad funcional

El hábitat óptimo para *Tapirus pinchaque* es de 245961 hectáreas que corresponden al 78% del corredor (Fig. 3a) y está conformado principalmente por bosque y zonas de páramo, siendo el mayor porcentaje de hábitat óptimo de las especies estudiadas, mientras que el hábitat evitado es de 56000 hectáreas (18%). El tapir tiene la menor cantidad de fragmentos funcionales dentro del corredor (121), con un tamaño promedio de 2033 hectáreas; no obstante, el fragmento más grande abarca el 99% del paisaje, esto

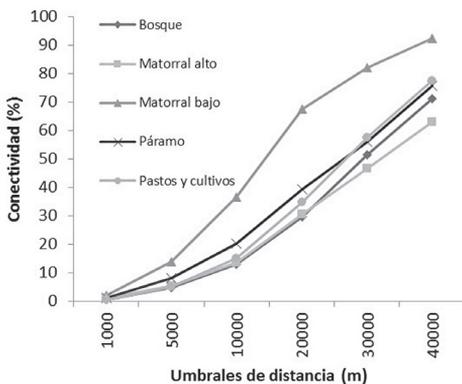


Figura 2. Índice de conectividad del bosque, matorrales, pastos y páramo con distintos umbrales de distancia.

quiere decir que existe un fragmento que ocupa la mayor parte del territorio funcional para el tapir y los demás son fragmentos de menor tamaño, pudiendo cumplir la función de “fuente” de organismos para los demás fragmentos (Tabla 3, Fig. 3a). El 5% de los fragmentos funcionales corresponde a fragmentos con un tamaño mayor a 200 ha. La ruta de conectividad es similar a la obtenida para *Sturnira erythromos*, presentando cuellos de botella en la región de San Juan del Oro y Tambo blanco en la parroquia Sabanilla.

Debido a los requerimientos espaciales del tapir, en el área de estudio existen pocos fragmentos funcionales, que son de tamaño menor al necesario para mantener una pareja reproductiva. El fragmento de bosque entre el poblado de Imbana y los Guabos es uno de estos en los cuales según los pobladores se han hecho avistamientos de tapir; este sector puede ser clave para mantener la conectividad norte-sur en la parte occidental del corredor (Fig. 4a).

En el corredor Yawi-sumak el hábitat óptimo (78–100) para la especie *Sturnira erythromos* tiene un área de 226000 hectáreas que equivale al 72% del territorio total y corresponde principalmente a zonas de bosque y matorral alto. El hábitat no utilizado y fuertemente evitado (0–33) cuenta con 58601 ha que corresponde al 18% del paisaje y está conformado por el páramo, pastos degradados, pasturas, entre otros usos (Tabla 3).

Se registraron 368 fragmentos funcionales para *Sturnira erythromos* con un tamaño promedio de 616 ha; sin embargo, el fragmento más grande abarca el 98% del territorio (Tabla 3). Estos fragmentos se encuentran ubicados principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de mayo y algunos en Imbana y Sabanilla (Fig. 3b). Los fragmentos funcionales con áreas mayores a 50

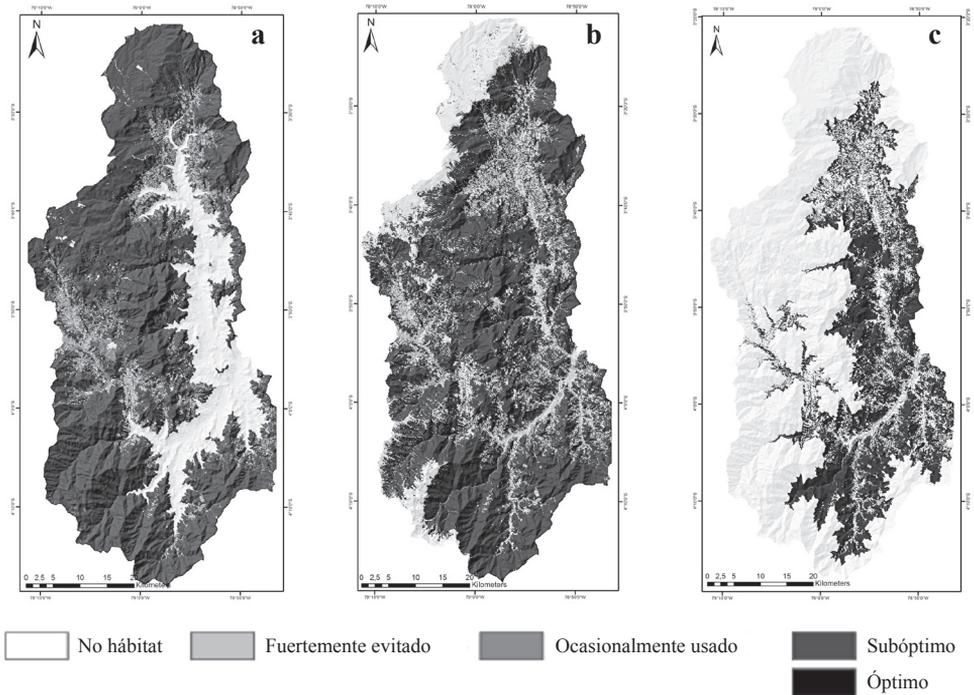


Figura 3. Mapa de calidad de hábitat para **a.** *Tapirus pinchaque*, **b.** *Sturnira erythromos* y **c.** *Cebus albifrons* en el corredor Podocarpus Yacuambi (Ecuador). Proyección 1984 UTM Zona 17S.

ha corresponden al 7,8% del total del área y el rango de hogar promedio para la especie es de 60 ha.

El área donde se presenta el mayor cuello de botella es en el poblado San Juan del Oro ya que es una zona de enlace clave entre los bosques que se encuentran en la región media del corredor y corresponden al área de protección Corazón de Oro y el área del parque Nacional Podocarpus, este

poblado cuenta con terrenos destinados principalmente a la ganadería (Fig. 4b).

El hábitat óptimo para *Cebus albifrons* es de 93046 hectáreas que corresponde al 29% del paisaje total; es la especie que posee menor hábitat adecuado (Fig. 3c). El hábitat evitado para *C. albifrons* abarcó una extensión mayor que las demás especies (210725 ha), equivalente al 67% del paisaje (Tabla 3).

Tabla 3. Número de fragmentos, área promedio, índice del fragmento más grande y área total del hábitat óptimo de las tres especies focales.

Especie	# de fragmentos	Área promedio (ha)	Índice del fragmento más grande	Área total (ha)
<i>Tapirus pinchaque</i>	121	2033	99	245961
<i>Sturnira erythromos</i>	368	616	98	226601
<i>Cebus albifrons</i>	416	224	77	93046

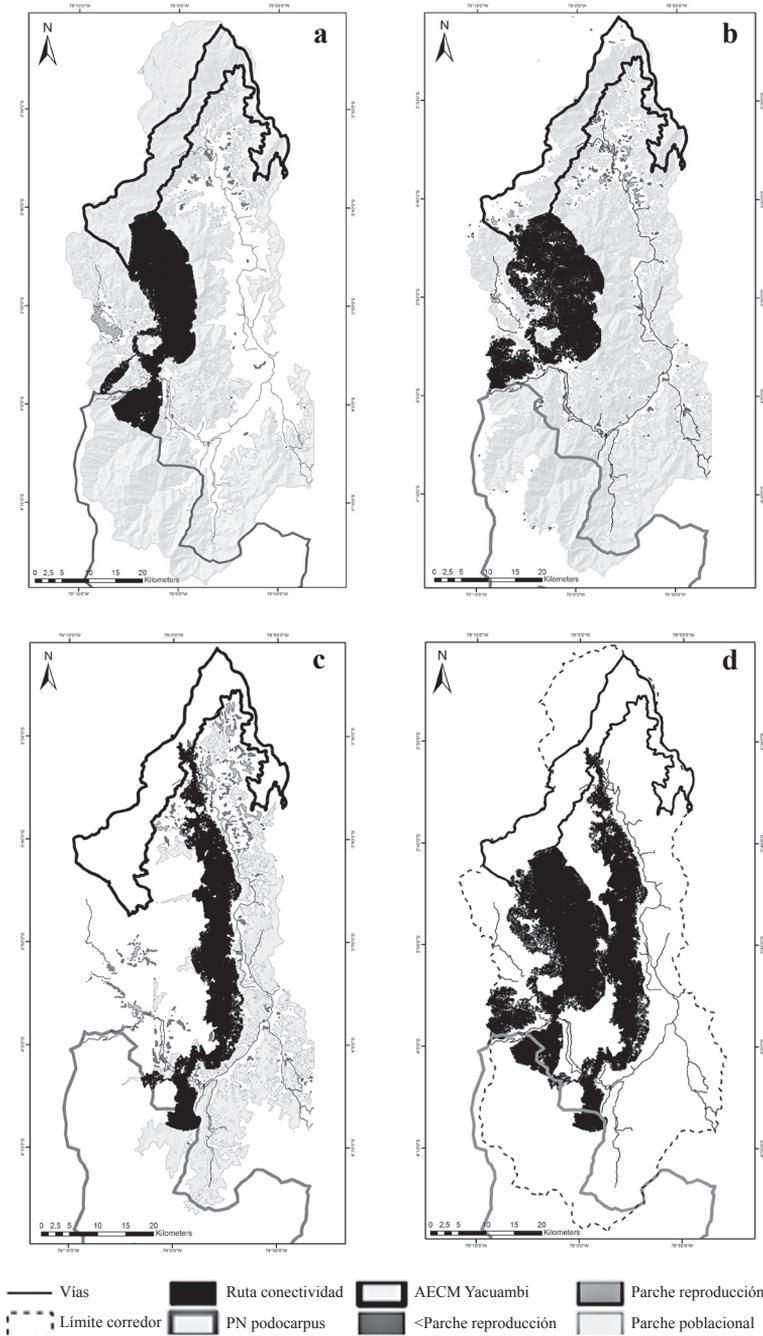


Figura 4. Fragmentos funcionales y ruta de conectividad dentro del corredor para **a.** *Tapirus pinchaque* **b.** *Sturnira erythromos* y **c.** *Cebus albifrons* **d.** Área de unión de las rutas de conectividad para las tres especies focales dentro del área de estudio.

Esta especie obtuvo una mayor cantidad de fragmentos funcionales que las demás (416) con un tamaño promedio de 224 hectáreas y un índice de fragmento mayor de 77, por lo que el hábitat funcional para *C. albifrons* está más fragmentado en el área de estudio, presentándose muchos fragmentos de tamaño pequeño que traen como consecuencia un mayor efecto de borde (Tabla 3), apenas el 10% corresponde a fragmentos funcionales de tamaño mayor al rango de hogar de la especie. Al igual que para *S. erythromos* los fragmentos con tamaño menor para mantener una población se encuentran en la zona de Tutupali, 28 de mayo e Imbana y son de importancia para la conectividad entre los fragmentos más grandes de bosque.

La ruta de conectividad entre las dos áreas protegidas es la más larga de las especies estudiadas, lo que sugiere que poblaciones de *C. albifrons* que habitan en fragmentos de bosque dentro de las áreas de protección pueden tener mayor dificultad para migrar de una población a otra, de esta manera el flujo genético y la variabilidad pueden verse limitadas (Fig. 4c).

DISCUSIÓN

En el corredor Yawi-sumak el bosque tiene la mayor proporción, constituyéndose en la matriz del paisaje. Según el sistema de estudio del grado de destrucción del hábitat propuesto por McIntyre & Hobbs (1999), el paisaje corresponde al tipo de alteración “jaspeado”, en el cual el porcentaje de remanentes de hábitat es del 60 al 90%; sin embargo, se debe tener en cuenta que gran parte del bosque aquí presente es secundario. La alta proporción de bosque se debe a que en el área de estudio se encuentra parte del Parque Nacional Podocarpus ubicado en la zona sur y el área protectora Corazón de Oro, las cuales han contribuido a la conservación del bosque. A pesar de tener una amplia

proporción dentro del paisaje, el bosque es uno de los usos del suelo con mayor número de fragmentos debido al avance de la frontera agropecuaria, siendo la ganadería la principal actividad. Cabe recalcar que en bosques aparentemente continuos se puede presentar distintos grados de perturbación que ocasionan la pérdida de hábitat y afectan las especies más sensibles (McIntyre & Hobbs 1999).

El bosque obtuvo el mayor valor de densidad de borde de todos los usos del suelo. Los efectos de borde están directa o indirectamente relacionados con los efectos adversos de la fragmentación del bosque sobre los organismos, inhibiendo el movimiento de ciertas especies (Laurance *et al.* 1998, Santos & Tellería 2006). El tamaño y forma de los fragmentos condiciona la estabilidad de ciertas poblaciones (Saunders *et al.* 1991). Por su naturaleza, los bosques y las zonas de matorral tienden a presentar formas irregulares, sin embargo, debido a las actividades humanas, las formas más compactas que se utilizan para agricultura y ganadería, transforman de igual manera las coberturas naturales que hay en los entornos (Forman 1995).

El bosque, a diferencia del páramo y el matorral alto, presentó una distancia baja respecto a los vecinos más cercanos, esto es importante teniendo en cuenta que la distancia entre los fragmentos es un factor relevante para determinar la capacidad de movilización de los organismos (Saunders *et al.* 1991).

El fragmento más grande de bosque ocupa un gran porcentaje de la cobertura total. A causa de su gran tamaño en relación con los demás fragmentos tiene poblaciones más grandes con menor riesgo de extinción; de este modo, estos fragmentos podrían cumplir la función de “continente” y ser fuente de especies que migren hacia los

fragmentos pequeños (Hanski 1999). Para organismos de desplazamiento reducido el bosque tiene una baja conectividad, lo que refleja un paisaje fragmentado y heterogéneo a pesar de ser el uso de suelo que tiene la mayor cobertura dentro del corredor, esto se debe a que existen muchos fragmentos pequeños que en cierta forma enmascaran la conectividad de los fragmentos continuos y extensos.

En el análisis de la conectividad funcional se vinculan las características estructurales del paisaje con la capacidad de movilización de las especies dentro del mismo. Es importante la selección de especies focales que sirvan como “paraguas” para las especies nativas y los procesos ecológicos, además el hecho de elegir más de una especie focal permite abarcar más características ecológicas que pueden ser representativas de una variedad de especies y hacer más robusto el análisis (Beier *et al.* 2008). Por este motivo se eligieron especies con características distintas, los organismos estudiados están más relacionados con especies generalistas, a excepción del primate que es más dependiente de bosque. Sin embargo, hay especies con requerimientos más especialistas que los aquí analizados, los cuales requieren de determinados recursos asociados al bosque prístino y con ámbitos de hogar más amplios. Por otra parte, en este estudio no se tuvieron en cuenta factores como tasa de reproducción, vulnerabilidad a la cacería, alimentación, entre otras variables que pueden repercutir en el análisis de la calidad de hábitat de los organismos.

Debido a que *Sturnira erythromos* tiene un amplio intervalo de distribución altitudinal, puede tener una gran proporción de hábitat adecuado dentro del corredor. Las pasturas son hábitats inadecuados para los murciélagos debido a la escasez de recursos alimenticios, carencia de sitios de descanso

y posiblemente mayor vulnerabilidad a la depredación (Estrada *et al.* 1993, Estrada *et al.* 2004); sin embargo, se ha observado actividad de los murciélagos cuando existen componentes arbóreos en las pasturas y pequeños fragmentos de bosque mientras forrajean o buscan sitios de percha (Estrada *et al.* 1993, Estrada & Coates-Estrada 2002, Galindo-González & Sosa 2003, Estrada *et al.* 2004, Medina *et al.* 2007). Dada la capacidad de los murciélagos para movilizarse en largas distancias y utilizar recursos fuera del bosque, presentan una ventaja frente a los efectos de la deforestación en comparación con otros grupos de animales (Estrada *et al.* 1993, Estrada & Coates-Estrada 2002, Estrada *et al.* 2004, Medina *et al.* 2007, Klingbeil & Willig 2009).

Los fragmentos que tienen un tamaño menor al necesario para mantener una población reproductiva, pueden ser utilizados por los murciélagos como puentes de paso reduciendo así el aislamiento y minimizando los efectos de la fragmentación (Estrada *et al.* 1993).

Cebus albifrons presentó el menor tamaño de hábitat óptimo dentro del corredor. Esto se debe en parte a que su intervalo altitudinal va desde 0 a 2000 m y ha sido reportado principalmente en altitudes menores de 900 m, mientras que una gran parte del área del corredor posee elevaciones mayores a 2000 m, incluyendo la zona de páramo; por lo que el área óptima del primate se limita a la región oriental del corredor. Adicionalmente, el número de fragmentos funcionales fue mayor para este organismo, lo cual sugiere que el hábitat funcional para *C. albifrons* está más fragmentado en el área de estudio; apenas el 10% de los fragmentos funcionales tienen un tamaño mayor a 100 ha que sería su ámbito de hogar y la gran mayoría son fragmentos de tamaño pequeño.

Existen factores importantes que influyen la habilidad de los primates para sobrevivir en áreas con disturbios, entre ellos está el nivel del daño causado al bosque, la proximidad de los fragmentos, el tiempo desde que la alteración ocurrió y el tipo de dieta. Debido a su tamaño, existe una mayor susceptibilidad a las alteraciones, por la vulnerabilidad a la caza y la necesidad de un área más grande (Johns & Skorupa 1987).

La utilización de coberturas agrícolas en paisajes fragmentados por parte de los primates es limitada, dado que necesitan la cobertura arbórea para la movilización y obtención de recursos. Algunos de los factores que limitan el uso de agroecosistemas son los amplios espacios entre componentes arbóreos para la locomoción arbórea, las condiciones climáticas extremas como la alta exposición a la radiación solar, altas temperaturas y baja humedad en estos hábitats, así como exposición a depredadores, incluyendo humanos y perros (Estrada *et al.* 2012). Cuando en el paisaje existan componentes arbóreos dentro de las pasturas, se pueden reducir las distancias de aislamiento, facilitando el flujo de primates, utilizándose como zonas de forrajeo o como hábitats temporales (Estrada & Coates-Estrada 1996). Adicionalmente, se ha observado que *Cebus albifrons* baja al suelo en mayor proporción que otros primates para forrajear y beber agua, moviéndose fuera de los fragmentos de bosque a cultivos (Defler 1979).

Por otra parte, el tapir presentó el mayor hábitat óptimo disponible en el corredor. Los tapires tienen la habilidad de cruzar áreas de baja calidad de hábitat como áreas cultivadas y pasturas a medida que se desplazan entre fragmentos de bosque, pero esto no es indicativo del uso para forrajeo y descanso en estas coberturas (Medici 2010). A pesar de la habilidad del tapir para moverse entre distintas coberturas

y tener un intervalo altitudinal amplio, lo que podría sugerir un hábitat adecuado extenso, existen otros factores que deben ser tomados en cuenta y hacen de esta una especie vulnerable como es el caso de las bajas tasas reproductivas con menos de una cría por año aproximadamente, tamaños pequeños poblacionales y susceptibilidad a la cacería, la cual es una práctica aún presente en la región (García *et al.* 2012). En un estudio realizado por Viteri (2013) para evaluar la conectividad de hábitat de *Tapirus pinchaque* en el corredor con el programa Conefor, de igual forma se encontró que el área de Influencia del poblado de Imbana, es una zona estratégica para la conservación del tapir ya que constituye una ruta de paso entre las áreas protegidas, con una mayor presencia en fragmentos grandes y continuos de bosques y páramos (Isaacs 2011).

Finalmente, al unir las rutas para las tres especies se puede observar que la zona media del corredor constituye un área de importancia para la conservación, donde aún se mantiene una gran proporción de bosque, siendo parte del área protectora Corazón de Oro. Los principales “cuellos de botella” se encuentran en las zonas de San Juan del Oro, Tutupali y Sabanilla, principalmente debido a la carretera, que es donde se concentra la mayor parte de la población por lo que es recomendable reforzar las prácticas sostenibles en esta área. De esta manera, aunque existen para las tres especies fragmentos funcionales de gran tamaño que corresponden a fragmentos de bosque aún conservados; la migración de los organismos puede verse afectada por estos “cuellos de botella”, alterando el flujo genético entre las áreas protegidas.

En un estudio realizado por Prugh *et al.* (2008), para determinar el efecto de la alteración del hábitat sobre ciertos factores ecológicos de las especies, se encontró

que las aves y los mamíferos fueron más sensibles que los demás grupos; los carnívoros fueron más sensibles que los organismos omnívoros y las especies arbóreas se vieron más afectadas que las especies terrestres, siendo esto concordante con los resultados observados. En el caso de los primates, se ha encontrado que son muy sensibles a la conectividad de fragmentos de bosque natural en el paisaje; sin embargo, pueden usar cercas vivas como parte de su rango de hogar y como corredores para moverse entre fragmentos (Nasi *et al.* 2007, Carretero 2013). Debido a las diferentes preferencias de paisaje de los organismos, se obtienen diferentes correlaciones con las métricas del paisaje para cada especie (Uemaa *et al.* 2009). En el caso del tapir se ha observado preferencia por fragmentos largos y compactos, mientras que los murciélagos del género *Sturnira* han sido reportados tanto en fragmentos de bosque grandes como en bordes de bosque de áreas fragmentadas, posiblemente por su comportamiento generalista y el consumo de especies de plantas pioneras (Klingbeil & Willig 2009, Rodrigues *et al.* 2013). En este sentido el tapir y el primate podrían ser más susceptibles que el murciélago, al efecto de las métricas densidad de borde, forma del fragmento y distancia al vecino más cercano.

CONCLUSIONES

El paisaje es heterogéneo interrumpiéndose la conectividad de un uso por otros y con un contagio medio, por lo cual se deben tomar medidas de conservación para evitar la ampliación de terreno para ganadería, protegiendo los fragmentos de bosque que quedan e implementando prácticas con el fin de mejorar la conectividad estructural. En la actualidad, se están empezando a implementar franjas de conectividad en los linderos de las fincas en parte del corredor para conectar fragmentos de bosque, medida que puede ser replicada en otros

sectores del mismo. Adicionalmente, se pueden implementar cercas vivas, sistemas agroforestales o árboles aislados para mejorar la estructura del paisaje que puedan servir como puente de paso entre las áreas protegidas.

Aunque existe fragmentación del bosque, la conectividad funcional es óptima principalmente para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos*, debido a la gran proporción de bosque existente, el cual se debe conservar mediante incentivos económicos como el programa “sociobosque” para evitar la reducción del mismo. Adicionalmente, se debe mejorar la conectividad estructural en las zonas fragmentadas que en su mayoría están cerca de las vías y priorizar en áreas como Tutupali, 28 de mayo, San Juan del Oro e Imbana con actividades productivas sostenibles. Se sugiere la evaluación de la conectividad estructural y funcional en la planificación de este tipo de paisajes, debido a que estos modelos pueden ayudar en la elección de áreas prioritarias para la conservación y son una herramienta para los tomadores de decisiones. Se recomienda complementar el análisis con la utilización de otros programas para la evaluación de la conectividad funcional y de esta manera hacer más robusto el análisis; así como realizar muestreo y monitoreo en campo, con el fin de conocer los requerimientos ecológicos de estas y otras especies de la zona, de manera que se tengan datos fehacientes para la evaluación, ya que una de las limitantes en el modelamiento es la carencia de información ecológica.

PARTICIPACIÓN DE LOS AUTORES

SG y AMAF concepción del estudio, AMAF, SG, BF, CB y XP diseño del estudio, AMAF y XP toma de datos, AMAF, SG, BF y CB análisis de datos y AMAF, SG, BF y CB escritura del documento.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

AGRADECIMIENTOS

A Andrés Tapia y Diego Lizcano del grupo de especialistas en tapires de la UICN, Armando Castellanos de la Andean Bear Foundation, Wilmer Pozo de la Universidad Central de Ecuador y Pablo Jarrín de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, por la colaboración en la encuesta de los requerimientos ecológicos de las especies. A los funcionarios del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), en especial a Freddy Argotty por la colaboración en el manejo de SIG. Al personal del grupo de Ecología de la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL). A los presidentes de las Juntas Parroquiales de Imbana en Ecuador: Luis Macas y Sabanilla: Martha Pacheco, Nelson Martínez, Karina y Hermelinda Iñiguez por su ayuda en campo. Finalmente, a la GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, Agencia de Cooperación técnica alemana para el Ecuador) por permitir la realización de este proyecto.

LITERATURA CITADA

ACOSTA, H., J. CAVELIER & S. LONDONO. 1996. Aportes al conocimiento de la biología de la danta de montaña, *Tapirus pinchaque*, en los andes centrales de Colombia. *Biotropica* 28(2): 258–266.

BANI, L., M. BAIETTO, L. BOTTONI & R. MASSA. 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 16(3): 826–831.

BECK, E., F. MAKESCHIN, F. HAUBRICH, M. RICHTER, J. BENDIX & C. VALEREZO. 2007. The Ecosystem (Reserva Biológica San Francisco). In: E. Beck, J. Bendix, I. Kottke, F. Makeschin & R. Mosandl (eds). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*: 1–14. Ecological Studies, Alemania.

BEIER, P., D. MAJKA & J. JENNESS. 2007. Designing Wildlife Corridors with ArcGIS. Watsonville, CA. <http://corridor-design.org/>.

BEIER, P., D.R. MAJKA & W.D. SPENCER. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22(4): 836–851.

BENNETT, A. 2004. *Enlizando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Gland, Suiza. IUCN. 276 p.

BUSTAMANTE, R & A.A. GREZ. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11(2): 58–63.

CARRETERO, X. 2013. An eight-year life history of a primate community in the Colombian llanos. In: Marsh, L.K & C.A. Chapman (eds). *Primates in fragments complexity and resilience*: 159–182. Springer, New York.

CASTELLANOS, A. 2013. Iridium/GPS telemetry to study home range and population density of mountain tapires in the Rio Papallacta watershed, Ecuador. The newsletter of the IUCN/SSC 22(31): 20–25.

CLEVINGER, A.P., J. WIERZCHOWSKI, B. CHRUSZCZ & K. GUNSON. 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16(2): 503–514.

CROOKS, K.R & M. SANJAYAN (eds) 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 693 pp.

DEFLER, T.R. 1979. On the ecology and behavior of *Cebus albifrons* in Eastern Colombia. *Primates* 20(4): 475–490.

DOWNER, C.C. 1996. The mountain tapir, endangered “flagship” species of the high Andes. *Oryx* 30: 45–58.

ESTRADA, A., R. COATES-ESTRADA & D. MERITT. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest and in agricultural habitats at los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309–318.

ESTRADA, A & R. COATES-ESTRADA. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17(5): 759–783.

ESTRADA, A & R. COATES-ESTRADA. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat- island at los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103(2): 237–245.

- ESTRADA, A., C. JIMÉNEZ, A. RIVERA & E. FUENTES. 2004. General bat activity measured with an ultrasound detector in a fragmented tropical landscape in los Tuxtlas, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(2): 1–9.
- ESTRADA, A., B.E. RABOY & L.C. OLIVEIRA. 2012. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. *American Journal of Primatology* 74:696–711.
- FACTOS, M (ed) 2012. *Caracterización biofísica y socioeconómica del micro corredor ecológico Podocarpus - Yacuambi*. Fundación EcoCiencia. GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit) GmbH. Quito. 209 pp.
- FAHRIG, L. 2007. Non-optimal animal movement in human- altered landscapes. *Functional ecology* 21:1003–1015.
- FORMAN, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University press, Cambridge. 633 pp.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J & V. SOSA. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist* 48(4): 579–589.
- GARCÍA, M.J., E.P. MEDICI, E.J. NARANJO, W. NOVARINO & R.S. LEONARDO. 2012. Distribution, habitat and adaptability of the genus *Tapirus*. *Integrative Zoology* 7:346–55.
- HANSKI, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford. 313 pp.
- ISAACS, P.J. 2011. *Modelo de conectividad especial empleando sistemas de información geográfica, calidad de hábitat y distribución caso tapir de montaña (Tapirus pinchaque) en el eje cafetero Colombiano*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Colombia. 100 pp.
- JOHNS, A. & J.P. SKORUPA. 1987. Responses of rain- forest primates to habitat disturbance: a review. *International Journal of Primatology* 8(2): 157–191.
- KLINGBEIL, B.T. & M.R. WILLIG. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of applied ecology* 46: 203–213.
- LAURANCE, W.F., L.V. FERREIRA, J.M. RANKIN DE MERONA & S.G. LAURANCE. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032–2040.
- LAMBECK, R.J. 1997. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11(4): 849–856.
- LIZCANO, D.J. & J. CAVELIER. 2000. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 252: 429–435.
- LOAYZA, A.P. & B.A. LOISELLE. 2008. Preliminary information on the home range and movement patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a naturally fragmented landscape in Bolivia. *Biotropica* 40(5):630–635.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton. 224 pp.
- MATTHEWS, L.J. 2009. Activity patterns, home range size, and intergroup encounters in *Cebus albifrons* support existing models of Capuchin socioecology. *International journal of primatology* 30:709–728.
- MCINTYRE, S & R. HOBBS. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6): 1282–1292.
- MCGARIGAL, K & B. MARKS. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis. User's manual*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, Estados Unidos. 134 pp.
- MCGARIGAL, K., S.A. CUSHMAN & M.C. NEEL. 2002. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. University of Massachusetts. Amherst, Massachusetts, Estados Unidos. 182 pp.
- MEDICI, E.P. 2010. *Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape*. Tesis de Doctorado. Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent. Canterbury, Reino Unido. 276 pp.
- MEDINA, A., C.A. HARVEY, D. SANCHEZ MERLO, S. VILCHEZ & B. HERNÁNDEZ. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguas, Nicaragua. *Biotropica* 39(1):120–128.
- NASI, R., P. KOPONEN & J.G. POULSEN. 2007. Impact of landscape and corridor design on primates in a large-scale industrial tropical plantation landscape. *Journal biodiversity and conservation* 17(5): 1105–1126.
- NOSS, R. 1992. The wildlands project: land conservation strategy <http://thealternativeview.com/thewildlandsproject.htm>.

- PRIMACK, R.B., R. ROZZI, P. FEINSINGER, R. DIRZO F. & MASSARDO (eds.). 2001. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. 797 pp.
- PRUGH, L.R., K.E. HODGES, A.R.E. SINCLAIR & J.S. BRASHARES. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105(52): 20770–20775.
- RODRIGUES, J., H.O. FILHO & T.E. LACHER. 2013. Species richness and edge effects on bat communities from Perobas Biological Reserve, Paraná, southern Brazil. Studies on Neotropical fauna and environment: 1–7.
- SANTOS, T. & J.L. TELLERÍA. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. Ecosistemas 15 (2): 3–12.
- SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS & C.R. MARGULES. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. Conservation Biology 5(1): 18–32.
- TAYLOR, P.D., L. FAHRIG, K. HENEIN & G. MERRIAM. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68(3): 571–572.
- TERBORGH, J. 1983. *Five new world primates: A study in comparative ecology*. Princeton. Princeton University Press, New Jersey. 276 pp.
- UUEEMAA, E., M. ANTROP, J. ROOSAARE, R. MARJA & U. MANDER. 2009. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. Living review landscape 3: 5–28.
- VITERI, G. 2013. *Análisis de conectividad del hábitat del tapir (Tapirus pinchaque) y propuestas para la restauración de su hábitat dentro del microcorredor Podocarpus-Yacuambi, Ecuador*. Tesis de Maestría. Universidad de Alcalá, España. 45 pp.
- WILSON, E.O & E.O. WILLIS. 1975. Applied biogeography. En: M.L. Cody & J.M. Diamond (eds). *Ecology and Evolution of Communities*: 522–534. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, Estados Unidos.

Recibido: 29/08/2016

Aceptado: 22/01/2017