

Certifico que la tesis de Maestría en Biología de la Conservación del candidato Gorki Ríos Alvear ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Santiago Espinosa PhD

Junio, 2016

AGRADECIMIENTOS

A la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, por el financiamiento de este estudio. A mi Director de Tesis Santiago Espinosa, por su apoyo a la investigación y orientación académica en la realización de este estudio. A Armando Castellanos, Santiago Burneo, Alejandra Camacho, Diego Lizcano y Diego Tirira, por sus aportes profesionales en la generación del criterio experto.

A Carolina Reyes Puig, por su incesante apoyo y contribución durante la ejecución de todas las etapas de este trabajo y vida profesional. A mi familia por su afecto y motivación en mi carrera profesional.

TABLA DE CONTENIDOS

| | |
|---|-----|
| AGRADECIMIENTOS | IV |
| LISTA DE FIGURAS | VI |
| LISTA DE TABLAS..... | VII |
| 1. RESUMEN..... | 1 |
| 2. ABSTRACT | 2 |
| 3. INTRODUCCIÓN | 3 |
| 4. METODOLOGÍA | 8 |
| 4.1. ÁREA DE ESTUDIO..... | 8 |
| 4.2. MUESTREO DE FAUNA..... | 8 |
| 4.3. PROCESAMIENTO DE INSUMOS CARTOGRÁFICOS | 11 |
| 4.4. MODELOS DE OCUPACIÓN DE SITIO | 11 |
| 4.5. MODELO DE CONECTIVIDAD DE CIRCUITOS | 13 |
| 4.5.1. CRITERIO EXPERTO..... | 14 |
| 4.3. ANÁLISIS DE DATOS | 14 |
| 4.3.1. CRITERIO DE INFORMACIÓN DE AKAIKE (AIC)..... | 14 |
| 4.3.2. ÁREA BAJO LA CURVA ROC (AUC) | 14 |
| 4.3.3. KRUSKAL-WALLIS | 15 |
| 5. RESULTADOS..... | 16 |
| 6. DISCUSIÓN | 19 |
| 7. LITERATURA CITADA..... | 24 |
| 8. FIGURAS..... | 35 |
| 9. TABLAS | 44 |
| 10. ANEXOS | 54 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Área de estudio entre el Parque Nacional Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras: (a) Tramo Cosanga, (b) Tramo El Chaco y (c) Tramo Papallacta. | 35 |
| Figura 2. Especies de mamíferos estudiadas: (a) Oso de anteojos, (b) Tapir de montaña, (c) Cervicabra, (d) Cabeza de mate y (e) Oncilla. | 36 |
| Figura 3. a. Datos de presencia registrados durante el muestreo de fauna. b. Ocupación Naïve de las especies estudiadas en cada tramo de carretera del área de estudio. | 37 |
| Figura 4. Conectividad estructural entre el Parque Nacional Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras. (a) <i>Tremarctos ornatus</i> , (b) <i>Tapirus pinchaque</i> , (c) <i>Mazama rufina</i> , (d) <i>Eira barbara</i> , (e) <i>Leopardus tigrinus</i> | 38 |
| Figura 5. Mapas de densidad de corriente de la especie <i>Tremarctos ornatus</i> en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta. | 39 |
| Figura 6. Mapas de densidad de corriente de la especie <i>Tapirus pinchaque</i> en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta. | 40 |
| Figura 7. Mapas de densidad de corriente de la especie <i>Mazama rufina</i> en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta. | 41 |
| Figura 8. Mapas de densidad de corriente de la especie <i>Eira barbara</i> en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta. | 42 |
| Figura 9. Mapas de densidad de corriente de la especie <i>Leopardus tigrinus</i> en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta. | 43 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Atributos del paisaje definidos en el procesamiento de insumos cartográficos. .. | 44 |
| Tabla 2. Covariables definidas para los modelos de ocupación de sitio | 45 |
| Tabla 3. Representación de la matriz de confusión generada a partir de las diferentes alternativas en el área de estudio | 46 |
| Tabla 4. Franjas y estaciones de muestreo establecidas en el área de estudio..... | 47 |
| Tabla 5. Covariables más influyentes en la probabilidad de ocupación del hábitat de las especies estudiadas. | 49 |
| Tabla 6. Modelos de ocupación de sitio más adecuados para estimar la probabilidad de ocupación del hábitat en el área de estudio.. | 50 |
| Tabla 7. Valores promedio de resistencia de los atributos del paisaje generados a partir de la consulta a expertos. | 51 |
| Tabla 8. Test de Kruskal-Wallis aplicado a la probabilidad de paso de las especies entre los tramos de carretera. | 52 |
| Tabla 9. Análisis de las curvas ROC y AUC del modelo de conectividad de circuitos | 53 |

1. RESUMEN

La fragmentación y destrucción del hábitat generan importantes efectos en los procesos ecológicos y las relaciones entre las especies y el ecosistema. La configuración de la cobertura vegetal del paisaje (i.e. conectividad estructural) y la percepción de disponibilidad de recursos (i.e. conectividad funcional) de cada especie motivan su desplazamiento dentro del ecosistema. No obstante, las actividades humanas, como la apertura y ampliación de carreteras, avance de la frontera agrícola y ganadera, influyen en las dinámicas de la matriz y afectan el desplazamiento de las especies dentro del paisaje. Este trabajo combina diferentes métodos para evaluar la conectividad entre las zonas de amortiguamiento de tres áreas protegidas en Ecuador, enfocado en cinco especies de vertebrados con amplios requerimientos territoriales. Los métodos incluyen técnicas de fototrampeo, análisis cartográfico, modelos de ocupación de sitio y técnicas de modelamiento de conectividad estructural. Los modelos de ocupación de sitio mostraron que los disturbios antropogénicos inciden negativamente en la mayoría de las especies evaluadas, mientras que la proporción de vegetación natural favorece la presencia de las especies. El análisis de conectividad estructural reveló que los puntos críticos para la conectividad estructural están determinados por la disponibilidad de bosque maduro y la distancia entre las áreas protegidas. La metodología empleada en el presente trabajo demuestra potencial para evaluar las probables rutas de paso de especies con amplias necesidades territoriales y capacidad de desplazamiento.

2. ABSTRACT

Fragmentation and habitat destruction have important effects on ecological processes and relationships between species and ecosystem. The arrangement of vegetation cover (i.e. structural connectivity) and resource availability perceived by the species (i.e. functional connectivity) influence their movement within the landscape. Human activities such as the expansion of roads and the agricultural frontier, habitat transformation, affect the movement of species within the landscape. This work combines different methods to evaluate connectivity of five vertebrate species between buffer zones across three protected areas in Ecuador. These methods included camera trapping, analyses of satellite imagery, structural connectivity modeling techniques and site-occupancy analyses. Site-occupancy analyses showed that anthropogenic have a negative effect on most species assessed, while natural vegetation cover favors the presence of some species. Structural connectivity analyses revealed that structural connectivity is associated with availability of primary forest and the distance between protected areas.

3. INTRODUCCIÓN

Algunas de las causas más significativas para la extinción a nivel de especies y poblaciones son la pérdida y fragmentación del hábitat (Hanski 1998; Rabinowitz y Zeller 2010), causadas principalmente por la apertura y ampliación de carreteras, cambios en el uso del suelo y avance de la frontera agrícola y ganadera (Hanski 1998; Clements et al. 2014). La fragmentación del hábitat origina aislamiento geográfico y genético de las poblaciones, aumento de la heterogeneidad espacial y deterioro de la calidad de hábitat (Gaines et al, 1992; Laurance et al. 2002). Dichos procesos influyen en las dinámicas de la matriz y fragmentos de hábitat, lo que en consecuencia genera alteraciones a nivel de ecosistema (e.g., cambios en la conectividad del paisaje, aparecimiento de efectos de borde y variaciones en la frecuencia o intensidad de alcance de los disturbios (Laurance et al. 2002)), y a nivel de especies (e.g., cacería de fauna silvestre y conflictos fauna – ser humano (Forman y Alexander 1998; Suárez et al. 2009; Crooks et al. 2011; Thornton et al. 2011; Clements et al. 2014)).

El desarrollo vial cerca de áreas naturales (e.g., Áreas Protegidas) genera consecuencias ecológicas cuya incidencia persiste a diferentes escalas espaciales y temporales (Spellerberg, 1998; Suárez et al. 2009), acarrea la explotación de recursos, incrementa la oportunidad de ocupación humana y genera el aparecimiento de conflictos entre el ser humano y la fauna silvestre, ocasionando la mortalidad de animales que amenazan las actividades agrícolas y ganaderas que se desarrollan en los alrededores de las áreas naturales (Woodroffe y Ginsberg 1998; Laurance et al. 2009; Crooks et al. 2011; Clements et al. 2014). Localmente, la construcción de carreteras conlleva al aparecimiento de efectos de barrera, alteración de las condiciones físicas y climáticas del área de influencia de la carretera, proliferación de especies de borde (i.e. especies con mayor éxito de supervivencia en zonas disturbadas), pérdida de vegetación con el consecuente efecto

dentro de la cadena trófica, distanciamiento de la fauna derivado de las alteraciones físicas y contaminación acústica generada por el tráfico vehicular y mortalidad por atropellamientos (Forman y Alexander 1998; Spellerberg 1998; Medrano 2015).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador (SNAP) comprende 50 áreas protegidas que cubren aproximadamente 55 577 km², equivalentes al 19.6 % de la superficie del Ecuador (Ministerio del Ambiente 2014). Dichas áreas se encuentran aisladas y requieren de sistemas de conexión que consideren los requerimientos de especies paraguas, de manera que su implementación beneficie al mantenimiento de procesos ecosistémicos e influya en la conservación de otros atributos del paisaje capaces de proveer servicios ambientales (Caro et al. 2009; Rabinowitz y Zeller, 2010; Cushman et al. 2013; Ulloa 2013). La falta de conectividad entre áreas protegidas afecta a especies de mamíferos medianos y grandes (e.g., tapir de montaña, oso de anteojos, cabeza de mate) que necesitan grandes extensiones de terreno para sobrevivir (Presley 2000; Peralvo et al. 2005; Castellanos 2011; Reyes-Puig y Ríos-Alvear 2013), así como también a grandes carnívoros, cuyas necesidades territoriales y densidades poblacionales naturalmente bajas los convierten en especies particularmente susceptibles a la fragmentación y extinción (Woodroffe y Ginsberg 1998). Es por esto que, diferentes estudios de conservación de grandes mamíferos resaltan la importancia de la conectividad entre unidades de conservación para contrarrestar el aislamiento genético y consecuencias asociadas con deriva génica (Yerena 1998; Yerena y Torres 1994; Cuesta et al. 2003; Peralvo et al. 2005; Monsalve et al. 2010).

La conectividad estructural permite identificar las rutas más eficientes para el desplazamiento de la fauna silvestre entre áreas naturales. Ha sido evaluada con diferentes perspectivas y metodologías, entre las que destacan métodos empíricos, función de selección de recursos y resistencia del paisaje (i.e. costo y distancia de desplazamiento de

las especies en dependencia de los atributos del hábitat) (Cushman et al. 2013). No obstante, los criterios relacionados únicamente con la calidad del hábitat no siempre se ajustan a la percepción de la fauna silvestre, de ahí la importancia de evaluar la resistencia al movimiento generada por las características del hábitat, así como la necesidad de incrementar la disponibilidad de rutas para el desplazamiento de la fauna dentro del paisaje (McRae et al. 2008; Cushman et al. 2013). Los corredores de conectividad, definidos como franjas de hábitat que conectan remanentes de vegetación son una de las herramientas estructurales más invocadas en la biología de la conservación y en el diseño de áreas protegidas (Hobbs 1992). Sin embargo, comprobar su efectividad supone una importante inversión de recursos y tiempo (Cushman et al. 2013), por lo que las escasas evidencias de su utilidad, acompañadas de la ambigüedad y diferentes usos e interpretaciones del término, han cuestionado y desestimado el potencial de ésta herramienta para mitigar la fragmentación de hábitat, promover la dispersión de especies y facilitar la adquisición de recursos en regiones discontinuas del paisaje (Hobbs 1992; Brown y Kodric-Brown 1997; Bennet 1998; Hess y Fischer 2001; Caro et al. 2009). No obstante, aunque existen estudios que demuestran la importancia de los corredores en el mantenimiento de la conectividad y mejoramiento de la viabilidad poblacional (Beier y Noss 1998), la incertidumbre yace en identificar las especies que se benefician de su existencia (Haddad et al. 2003).

Las experiencias en el diseño de corredores son escasas a nivel regional. Rabinowitz y Zeller (2010) desarrollaron la primera iniciativa para el establecimiento de un corredor de conectividad a lo largo de la distribución del jaguar en Centro y Sudamérica. En Brasil se evaluó la importancia de las franjas de vegetación de ribera para la conectividad (Lima y Gascon 1999; Lees y Peres 2008). A nivel nacional se destacan los trabajos desarrollados por Viteri (2013) y Alonso-Fernández (2014) enfocados en el modelamiento de conectividad y restauración del corredor Podocarpus-Yacuambi, en el sur del Ecuador.

La distribución de las especies de fauna está determinada por la disponibilidad de hábitat y recursos territoriales y alimenticios (Harestad y Bunnell 1979; Rabinowitz y Zeller 2010; Cushman et al. 2013). Por esta razón, los esfuerzos de conservación se han enfocado en especies que incluyen dentro de su rango de distribución, el área de vida de especies simpátricas con menores requerimientos de hábitat (i.e., “especies paraguas”), permitiendo mantener la estructura y funcionamiento a nivel de comunidades y extender el alcance de acciones de conservación a la demás biota (Noon et al. 2008; Cushman et al. 2013; Ulloa 2013). Por ejemplo, *Tremarctos ornatus*, *Tapirus pinchaque*, *Mazama rufina*, *Eira barbara* y *Leopardus tigrinus*, son especies neotropicales ampliamente distribuidas en una franja altitudinal que va desde los 1500 hasta más de 3500 msnm (Nowell y Jackson 1996; Downer 1997; Presley 2000; Lizcano et al. 2010; Castellanos 2011; Reyes-Puig et al. 2015). Sin embargo, pese a su amplia distribución, los estudios ecológicos y esfuerzos de conservación se han enfocado principalmente en especies en riesgo de extinción (e.g., oso de anteojos y tapir de montaña) (Tirira 2011), relegando la investigación en las demás especies (Nowell y Jackson 1996; Presley 2000; Lizcano et al. 2010). Igualmente, el atractivo carismático (i.e., especies bandera), importancia ecológica, capacidad de desplazamiento y requerimientos territoriales de estas especies (Nowell y Jackson 1996; Downer 1997; Presley 2000; Lizcano et al. 2010; Castellanos 2011; Reyes-Puig et al. 2015), potencializan su aptitud estratégica para fomentar la conservación de la biodiversidad y ecosistemas (Walpole y Leader-Williams 2002; Noon et al. 2008).

El presente trabajo evaluó la conectividad a nivel de paisaje entre la Reserva Ecológica Antisana, Parque Nacional Cayambe-Coca y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras, usando cinco especies de mamíferos reconocidos por sus amplios requerimientos territoriales y su importancia para la conservación: oso de anteojos, tapir de montaña, cervicabra, oncilla y cabeza de mate (Presley 2000; Troya-Suárez 2001; Walpole y Leader-

Williams 2002; Peralvo et al. 2005; Noon et al. 2008; Castellanos 2011; Torres 2011; Reyes-Puig et al. 2015). Los objetivos fueron: (1) Identificar los atributos del paisaje que generan resistencia al desplazamiento de las especies dentro de la matriz de estudio; (2) determinar las características físicas (e.g., configuración de la estructura vegetal, topografía, pendiente, distancia a disturbios) que influyen en la conectividad entre las áreas de protegidas; y (3) identificar las rutas que favorecen a la conectividad y dispersión de fauna en la zona de estudio.

4. METODOLOGÍA

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se realizó en las inmediaciones de las zonas de amortiguamiento de la Reserva Ecológica Antisana (REA), Parque Nacional Cayambe-Coca (PNCC) y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras (PNSNG), específicamente en terrenos de propiedad privada adyacentes a las carreteras Transversal Norte (E20) y la Troncal Amazónica (E45) en la Provincia de Napo (Fig. 1). La zona de estudio incluye dos ecosistemas de bosque de neblina: Bosque siempreverde montano del norte y centro de la cordillera oriental de los Andes y Bosque siempreverde montano bajo del norte y centro de la cordillera oriental de los Andes (MAE 2012). El área de estudio comprende una superficie aproximada de 325 km² e incluye una longitud de alrededor de 57 km a lo largo de la Red Vial Estatal en la provincia del Napo, misma que por facilidades logísticas fue dividida en tres tramos: Troncal Amazónica (E45): Cosanga (23 km), El Chaco (24 km) y Transversal Norte (E20): Papallacta (10 km).

4.2. MUESTREO DE FAUNA

Se seleccionaron franjas de muestreo en función de la idoneidad que representan para el movimiento de fauna a través de las carreteras, de manera que se incluyeron zonas de vegetación natural continua, interrumpida solamente por el paso de la carretera (i.e., presencia de conectividad estructural), asumiendo que la presencia de vegetación natural produce menor resistencia al desplazamiento de fauna entre las áreas protegidas (With et al. 1977; Cushman et al. 2013). Cada franja de muestreo se monitoreó durante un promedio de 21 días con hasta ocho trampas cámara distribuidas equitativamente a ambos lados de la carretera. Cada trampa cámara fue ubicada en zonas con evidencias indirectas del paso de fauna (e.g., huellas, rasguños, fecas, comederos, senderos naturales de fauna, etc.), a una

distancia aproximada de 300 m de separación entre sí, sin la utilización de cebos o atrayentes.

4.2.1. ESPECIES ESTUDIADAS

Este trabajo se enfocó en el estudio de cinco especies de mamíferos conocidos por sus amplios requerimientos territoriales y gran capacidad de desplazamiento (Presley 2000; Troya-Suárez 2001; Peralvo et al. 2005; Di Bitteti et al. 2006; Michalski et al. 2006; Noon et al. 2008; Castellanos 2011; Torres 2011; Charre-Medellín et al. 2015; Reyes-Puig et al. 2015), que las posiciona como especies importantes para el desarrollo de iniciativas de conservación (Downer 1996; Walpole y Leader-Williams 2002; Noon et al. 2008). (Fig. 2).

- ***Tremarctos ornatus* (Oso de anteojos):** Única especie de úrsido en Sudamérica. Presenta manchas claras blanquecinas en el pecho y en el rostro. Habita en diferentes formaciones vegetales que van desde los 250 hasta más de 4000 msnm. (Cuesta et al. 2003; Peralvo et al. 2005; Castellanos 2011; Torres 2011). Se estima que el área de vida de las hembras de la especie es de 14 km² y la de los machos es de 66 km², la misma que puede estar compuesta por remanentes de bosque maduro, bosque intervenido, rastrojos, cultivos y palmas (Castellanos 2011). Actualmente está considerado en peligro de extinción en el Ecuador (Tirira 2011) (Fig. 2a).
- ***Tapirus pinchaque* (Tapir de montaña):** Es la especie más pequeña de la familia Tapiridae (Eisenberg y Redford 1999). Se distribuye en los Andes de Colombia, Ecuador y Perú, desde los 1200 hasta 4800 msnm (Tirira 2007). Tiene un importante rol ecológico como dispersor de semillas y ha sido considerada como especie bandera para la

conservación de los diferentes ecosistemas en los que se desenvuelve (Downer 1996, 1997; Reyes-Puig et al. 2010). El área de vida del tapir de montaña se estima en alrededor de 8 km² (Downer 1996). Actualmente, ésta especie se encuentra en peligro de extinción en el Ecuador (Tirira 2011) (Fig. 2b).

- ***Mazama rufina* (Cervicabra):** Es la especie más pequeña del género *Mazama*, caracterizada por su coloración dorsal rojiza (Lizcano et al. 2010). Se distribuye en los Andes norte, entre los 1500 y 3500 msnm (Eisenberg y Redford 1999). La incertidumbre taxonómica del género y la falta de estudios sobre la especie han contribuido a la carente información ecológica del clado (Weber y González, 2003; Lizcano et al. 2010). La cervicabra está considerada en el Ecuador como una especie vulnerable a la extinción (Tirira 2011) (Fig. 2c).
- ***Eira barbara* (Cabeza de mate):** Mamífero de tamaño mediano, caracterizado por sus orejas cortas y coloración café marrón en la región cefálica (Presley 2000). Se distribuye desde México hasta Argentina, desde zonas tropicales hasta 3100 msnm (Emmons y Freer 1990; Reyes-Puig et al. 2015). *Eira barbara* habita en diferentes tipos de bosque y cultivos, pero la mayor parte del tiempo se desarrolla en zonas boscosas, logrando atravesar grandes extensiones de pastizales, presumiblemente para trasladarse de un bosque a otro (Sunkist et al. 1989; Emmons y Freer 1990; Wilson y Mittenmeier 2009). Estudios de telemetría revelaron que el área de vida de *Eira barbara* es de 24.44 km² para los machos y 16 km² para las hembras, pudiendo, en promedio, desplazarse 6.89 km diarios (Konecny 1989; Wilson y Mittenmeier 2009). En el

Ecuador esta especie está categorizada como vulnerable (Tirira 2011) (Fig. 2d).

- ***Leopardus tigrinus* (Oncilla):** Felino pequeño distribuido desde Costa Rica hasta el norte de Argentina. Habita en diferentes formaciones vegetales entre los 350 y 3000 msnm. Ha sido registrado en bosques secundarios, cultivos y cerca de asentamientos humanos (Tirira, 2007; Wilson y Mittenmeier 2009). Existe escasa información biológica de la especie, sin embargo, según su historial de registros se estima que tiene tolerancia a alteraciones del hábitat (Nowell y Jackson 1996). Su estado de conservación en el Ecuador es vulnerable (Tirira 2011) (Fig. 2e).

4.3. PROCESAMIENTO DE INSUMOS CARTOGRÁFICOS

El análisis cartográfico estuvo enfocado en identificar los atributos en las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas, las posibles rutas para el desplazamiento de fauna y los diferentes tipos de uso del suelo en el área de estudio, asumiendo que dentro de las áreas protegidas el bosque maduro es continuo.

Para el análisis espacial del área de estudio se utilizó una imagen satelital LANDSAT 8 (USGS 2014) procesada mediante una clasificación supervisada y complementada con insumos de cobertura vegetal y uso del suelo, obtenidos de la base de datos del Sistema Nacional de Información (SENPLADES-SIN 2015). Para el trabajo cartográfico se utilizó el programa ArcMap™ (ESRI 2015) y se definieron ocho atributos del paisaje (Tabla 1).

4.4. MODELOS DE OCUPACIÓN DE SITIO

La ocupación se define como la proporción de área ocupada por una especie determinada, bajo la condición hipotética de que la población de dicha especie está cerrada al momento del muestreo (MacKenzie et al. 2006). Por lo que, al no cumplirse esta condición en este

estudio, el estimador deberá interpretarse como probabilidad de uso del hábitat (MacKenzie y Nichols 2004).

Los modelos de ocupación de sitio permiten estimar la probabilidad de uso de hábitat en función de una o más covariables de cada área de muestreo, y de la probabilidad de detección, en función de las variables de cada ocasión de muestreo (MacKenzie y Bailey 2004; MacKenzie et al. 2006).

Para la ejecución de los modelos de ocupación se realizaron matrices de presencia – ausencia de cada especie. Estos registros fueron generados a partir de las fotografías de las trampas cámara y de evidencias indirectas de las especies de interés, observadas dentro de un radio de 50 m alrededor de cada cámara. Cada una de las matrices estuvo compuesta por cinco ocasiones de muestreo de cinco días cada una, y un historial de detección basado en valores de 1 y 0, indicando presencia o ausencia de la especie respectivamente.

Para el modelamiento de la probabilidad de ocupación del hábitat (ψ) se utilizaron ocho atributos del paisaje como covariables de sitio (Tabla 1), cinco de las cuales corresponden a la proporción de la cobertura del terreno dentro de un radio de 500 m alrededor de cada cámara, y las tres restantes corresponden a la distancia al disturbio más cercano. Para el modelamiento de la probabilidad de detección (p) se usó el esfuerzo de muestreo de cada trampa cámara (i.e. días de funcionamiento) (Tabla 2).

Los modelos de ocupación de sitio se realizaron con el programa PRESENCE v9.7 (Hines 2006), que permite minimizar el efecto de falsas ausencias incorporando la detección imperfecta en la estimación de la probabilidad de ocupación del hábitat, es decir considera que la especie de estudio puede no ser detectada, incluso cuando verdaderamente está presente dentro de un hábitat (MacKenzie et al. 2006).

4.5. MODELO DE CONECTIVIDAD DE CIRCUITOS

El modelamiento de conectividad estructural se basó en la teoría de circuitos, la cual evalúa la influencia de las características del paisaje en el movimiento de las especies e identifica múltiples rutas para su desplazamiento dentro del área de estudio. La teoría de circuitos establece que los conceptos de resistencia, voltaje y corriente de circuitos eléctricos permiten predecir patrones de movimiento y probabilidades de éxito de dispersión de caminantes aleatorios que transitan a lo largo de paisajes complejos. Esto permite generar medidas de conectividad o aislamiento de parches de hábitat, poblaciones y áreas protegidas, así como identificar elementos importantes para la conectividad y conservación (McRae et al. 2008). Entre los principios de esta teoría se establece que múltiples conductores amplios (i.e., corredores biológicos) que conectan dos nodos (i.e., áreas protegidas), permiten mayor flujo de corriente (i.e., fauna) que un solo conductor estrecho (Shah y McRae 2008).

Para el modelo de conectividad de circuitos se elaboró un mapa de densidad de corriente basado en la información proporcionada por expertos conocedores de las especies estudiadas. Para esto se generó una capa ráster de densidad de corriente (i.e. probabilidad de desplazamiento) donde cada píxel fue remuestreado a una resolución de 625 m² y asignado con un valor de resistencia según corresponda el puntaje promedio otorgado por los expertos.

Para realizar el modelamiento de conectividad de circuitos se utilizó el programa Circuitscape v4.0.5 junto con la extensión ArcGIS toolbox (McRae et al. 2008-09), el cual representa cada píxel del ráster como un nodo conectado por resistores, donde cada atributo del paisaje aporta un valor de resistencia en la probabilidad de movimiento dentro del área de estudio (Shah y McRae 2008).

4.5.1. CRITERIO EXPERTO

Se diseñaron encuestas para consultar a seis profesionales con experiencia en el estudio de oso de anteojos, tapir de montaña, cervicabra, cabeza de mate y oncilla. Los expertos consultados designaron puntajes a cada uno de los atributos del paisaje definidos en el área de estudio, según sea su aporte para la permeabilidad del hábitat para cada especie (Anexo 1). Los puntajes otorgados por cada experto fueron incorporados en una matriz para cada especie y se obtuvo el valor promedio de la permeabilidad de cada atributo, que fue utilizado como insumo para la generación del modelo de conectividad de circuitos.

4.3. ANÁLISIS DE DATOS

4.3.1. CRITERIO DE INFORMACIÓN DE AKAIKE (AIC)

Para la selección del modelo de probabilidad de ocupación de hábitat (ψ) más adecuado se utilizó el Criterio de Información de Akaike, AIC, basado en el principio de parsimonia, el cual indica que mientras el sesgo del parámetro estimado se reduce, la varianza de dicho parámetro aumenta proporcionalmente con la dimensión del modelo (i.e. número de parámetros estimados), es decir, el modelo más adecuado será aquel que precisa menor cantidad de parámetros (Burnham y Anderson 2002; MacKenzie et al. 2006).

El programa PRESENCE suministra los valores de AIC para cada modelo evaluado y selecciona del total de modelos, aquel con el valor más bajo (MacKenzie et al. 2006).

4.3.2. ÁREA BAJO LA CURVA ROC (AUC)

El análisis de las curvas ROC (AUC) evalúa la capacidad predictiva de los modelos, es decir, la precisión para clasificar correctamente a los datos entre dos grupos: positivos y negativos, determinando el punto de corte en el que se alcanzan la sensibilidad y

especificidad más altas (Cerdeja y Cifuentes, 2012). La sensibilidad indica la probabilidad de predecir verdaderos positivos (i.e. coincidencias entre presencias modeladas y observadas), mientras que la especificidad indica la probabilidad de predecir verdaderos negativos (i.e. coincidencias entre ausencias modeladas y observadas) (Burgueño et al. 1995; Fielding y Bell 1997).

El AUC evaluó la capacidad predictiva del modelo de circuitos entre zonas que favorecen y zonas que impiden la conectividad dentro del área de estudio. Para esta prueba se elaboró una matriz de datos donde se contrastaron dos variables: (1) los valores de cada píxel dentro del ráster generado por el modelo de circuitos, solamente en las localidades donde fueron ubicadas las trampas cámara y, (2) los datos de presencia de cada una de las especies evaluadas obtenidos del muestreo de fauna (Tabla 3).

Se consideraron como buenos modelos aquellos cuyo valor AUC fue ≥ 0.7 , es decir cuando 70 % de las veces los datos fueron clasificados correctamente, mientras que valores de AUC inferiores a 0.7 indicaron que la capacidad predictiva del modelo fue igual que el azar (Burgueño et al. 1995; Fielding y Bell 1997).

4.3.3. KRUSKAL-WALLIS

El test de Kruskal-Wallis es una prueba no paramétrica alternativa al ANOVA de una vía. Esta prueba permite identificar la existencia de diferencias entre las medianas de datos que carecen de distribución normal (Fay y Gerow 2013). Este análisis fue ejecutado para identificar diferencias estadísticas entre los valores de densidad de corriente (i.e. probabilidad de desplazamiento) entre las especies modeladas, así como entre los segmentos de la carretera. Posteriormente, se realizó una prueba de comparaciones múltiples de Dunn para discriminar los grupos según el rango promedio de las medianas (Siegel y Castellan 1988).

5. RESULTADOS

Se establecieron 118 puntos de muestreo dentro de 18 franjas, con un esfuerzo de muestreo de 1187, 953 y 388 días cámara en los tramos Cosanga, El Chaco y Papallacta, respectivamente (Tabla 4). Se registraron 108 datos de ocurrencia de las especies evaluadas, siendo Cosanga el tramo con mayores registros (Fig. 3a).

MODELOS DE OCUPACIÓN DE SITIO.

La probabilidad de ocupación *naïve* (i.e., sin considerar la probabilidad de detección y ocupación en función de covariables) de especies fue heterogénea en los tres tramos del área de estudio, siendo las más altas para las especies *Mazama rufina* (0.39) y *Tapirus pinchaque* (0.19) en el tramo Cosanga, *Eira barbara* (0.13) en el tramo El Chaco y *Leopardus tigrinus* (0.33) y *Tremarctos ornatus* (0.28) en el tramo Papallacta (Fig. 3b).

Las variables más influyentes en la probabilidad de ocupación del hábitat en las especies estudiadas fueron: la proporción de bosque maduro, distancia a quebradas y distancia al río principal, en el tramo Cosanga; distancia a la quebrada más cercana en el tramo El Chaco y proporción de bosque maduro y proporción de cultivos y pastos en el tramo Papallacta (Tabla 5).

Los modelos de ocupación de sitio indicaron que el oso de anteojos presentó una relación positiva con la distancia a la carretera y negativa con la distancia al río principal en el tramo Cosanga; mientras que en el tramo Papallacta la probabilidad de ocupación del hábitat aumentó proporcionalmente con el incremento del área de cultivos y pastos, aunque también se manifestó la ausencia de relación con alguna de las covariables evaluadas (i.e. modelo neutro) (Tabla 6).

La probabilidad de ocupación de hábitat del tapir en el tramo Cosanga se incrementó en función del aumento del área de bosque maduro y disminuyó con la proporción de vegetación arbustiva. En Papallacta el modelo neutro fue el mejor calificado, seguido por el modelo influenciado por la proporción de bosque maduro (Tabla 6).

Los modelos de ocupación de sitio de la cervicabra indican que no existió relación entre la probabilidad de ocupación y alguna covariable en el tramo Papallacta. Sin embargo, existió una asociación positiva con la distancia a quebradas en los tramos Cosanga y El Chaco (Tabla 6).

Los modelos de ocupación de sitio para el cabeza de mate son contradictorios en las dos localidades donde fueron evaluados. En Cosanga se observó una relación positiva con la distancia al río y la distancia a quebradas, mientras que en El Chaco, aunque la distancia a la carretera fue más influyente, la relación entre la probabilidad de ocupación del hábitat y la distancia al río principal fue negativa (Tabla 6).

En el caso de la oncilla, aunque el modelo neutro fue el mejor puntuado, la proporción de bosque maduro influyó positivamente en la probabilidad de ocupación del hábitat en Cosanga, mientras que la proporción de cultivos y pastos y la distancia a quebradas influyeron negativamente en la presencia de la especie en El Chaco (Tabla 6).

MODELO DE CONECTIVIDAD DE CIRCUITOS.

Las valoraciones de la resistencia que los atributos del paisaje ejercen sobre las especies evaluadas no fueron uniformes entre los expertos consultados, salvo en las variables zona urbana (ZU) y bosque maduro (BM) donde los valores de desviación estándar son bajos. De acuerdo a los expertos consultados, los atributos del paisaje que provocan mayor resistencia al movimiento están relacionadas con la presencia humana, siendo la zona urbana (ZU) y la carretera (DC) los atributos que generan una mayor barrera para el

desplazamiento de la fauna; la distancia al río principal (DR) también obtuvo un valor de resistencia importante (Tabla 7).

Se identificaron cinco rutas importantes para el desplazamiento de las especies evaluadas, las cuales están asociadas a dos factores: presencia de bosque maduro y cercanía entre las áreas protegidas. Las rutas de conectividad estructural en el tramo Cosanga, entre la Reserva Ecológica Antisana y el Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras están focalizadas en la porción suroriental del área de estudio. La conectividad entre el Parque Nacional Cayambe-Coca y la Reserva Ecológica Antisana está concentrada en la zona noroccidental y medial del tramo Papallacta. En el tramo El Chaco la conectividad entre los parques Cayambe-Coca y Sumaco se focaliza en los alrededores del cantón Baeza y en la porción nororiental del área de estudio (Fig. 4).

No existieron diferencias significativas entre las medias de la probabilidad de paso de las especies evaluadas (i.e. valores de densidad de corriente) (Kruskal-Wallis $\chi^2=4.58$, $p=0.332$). No obstante, el análisis reveló diferencias altamente significativas entre los tres segmentos de la carretera, siendo Papallacta el tramo con los valores de probabilidad de paso más altos para todas las especies. Solamente para el oso de anteojos dichos valores fueron similares en los tramos Cosanga y El Chaco (Tabla 8) (Fig. 5-9).

El análisis de AUC indicó que la capacidad predictiva del modelo de conectividad de circuitos es buena para las especies *T. ornatus*, *T. pinchaque* y *L. tigrinus*, no así para las especies *M. rufina* y *E. barbara* cuya capacidad predictiva no es diferente del azar (Tabla 9).

6. DISCUSIÓN

Este estudio es el primer acercamiento formal para identificar zonas importantes para la conectividad entre la Reserva Ecológica Antisana, el Parque Nacional Cayambe-Coca y el Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras. La ubicación geográfica, configuración espacial, extensión y distancia entre las áreas protegidas en la zona de estudio, determinan la formación de nodos de conectividad (Goetz et al. 2009), contribuyen a la mitigación de los efectos del aislamiento geográfico (Hanski 1998; Thornton et al. 2011) y garantizan la conservación de la integridad biológica de las áreas protegidas (Diamond 1975; Laurance et al. 2002; Rodrigues et al. 2004).

El desarrollo vial junto con el cambio del uso del suelo constituyen factores importantes para la fragmentación de áreas naturales (Forman y Alexander 1998; Hanski 1998; Clements et al. 2014), sin embargo, aunque no se documentaron desplazamientos de fauna sobre carreteras en este estudio, evidencias de otros trabajos (Medrano 2015) y observaciones casuales en la zona, demuestran el movimiento de fauna a través de las carreteras, lo cual al igual que trabajos anteriores (Cuesta et al. 2003; Viteri, 2013; Alonso-Fernández 2014), resalta la necesidad de fortalecer la conectividad entre áreas naturales.

La construcción de carreteras en zonas naturales ha facilitado el avance de la frontera agrícola, cacería de fauna silvestre y deterioro de la calidad de hábitat (Spellerberg, 1998; Woodroffe y Ginsberg 1998; Laurance et al. 2009; Suárez et al. 2009; Crooks et al. 2011; Clements et al. 2014). En el área de estudio, los proyectos hidroeléctricos: Quijos (Parroquia Cuyuja, ubicada a 30 km de Baeza), La Victoria (Parroquia Papallacta) y Coca Codo Sinclair (El Chaco) (SENPLADES 2014) han justificado el desarrollo vial, incluyendo dentro del área de influencia, parte del territorio del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SENPLADES-SNI 2016). Adicionalmente, durante la ejecución de este

estudio, se supo de conflictos con la fauna silvestre que resultaron en la cacería del presunto animal problema.

La eficacia de las áreas protegidas está basada en suposiciones que ignoran la disponibilidad de hábitats idóneos para la conservación de las especies (Rodrigues et al. 2004), por lo que indicadores de conectividad y ocurrencia de especies, como los obtenidos en este estudio, son esenciales para el manejo de áreas protegidas y el fortalecimiento de la conectividad de especies con amplios requerimientos territoriales (Woodroffe y Ginsberg 1998; Goetz et al. 2009).

Las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas tienen la función de aislar el área de conservación y están destinadas al desarrollo de actividades humanas de bajo impacto ambiental (Bennet y Mulongoy 2006); influyen en los fragmentos de hábitat, repercuten en la conectividad del paisaje y alteran la intensidad de los efectos de borde (Laurance et al. 2002). Los atributos del paisaje definidos en este estudio, influyen en las métricas de conectividad y son fundamentales para el reconocimiento de potenciales corredores biológicos (McRae et al. 2008; Goetz et al. 2009). Por lo tanto, el manejo integral de las zonas de amortiguamiento permite el desplazamiento de fauna a través de las carreteras (Beier y Noss 1998; Forman y Alexander, 1998; Clements et al. 2014), mitiga los efectos del cambio de uso del suelo sobre la conectividad (Goetz et al. 2009) y reduce el aislamiento genético de las poblaciones a largo plazo (Hanski 1998; Woodroffe y Ginsberg 1998; Crooks 2002).

En la mayoría de las especies, los modelos de ocupación de sitio revelaron asociación de uso del hábitat con alguna de las variables evaluadas. El oso de anteojos y el tapir de montaña registraron mayor probabilidad de ocurrencia en sitios con vegetación bien conservada y alejados de disturbios antropogénicos, lo cual coincide con su distribución

natural y proximidad a las áreas protegidas, confirmando además, la asociación negativa de estas especies con disturbios que actúan como barreras para su desplazamiento (e.g. carreteras y zona urbana) (Downer, 1997; Cuesta et al. 2003; García-Rangel 2012; Viteri 2013).

Los modelos de ocupación de sitio del cabeza de mate y de la oncilla deben ser analizados cautelosamente, pues otros estudios han manifestado que dichas especies utilizan los recursos disponibles y carecen de una marcada especificidad de hábitat (Konecny 1989; Presley 2000; Di Bitteti et al. 2006; Michalski et al. 2006; Charre-Medellín et al. 2015). Igualmente, aunque los datos de ocurrencia de *Mazama rufina* en Cosanga fueron importantes (Fig. 3), los modelos de ocupación no revelaron una asociación evidente con alguna de las covariables evaluadas en los tres tramos de carretera, sugiriendo que la especie no tienen una selección marcada de hábitats (Lizcano et al. 2010).

Contrariamente a lo esperado, exceptuando *M. rufina*, no se observó influencia significativa de las quebradas como rutas que favorecen al desplazamiento entre áreas naturales (Clements et al. 2014).

Según el modelo de circuitos, la probabilidad de paso de las especies y la escasez de puntos críticos para la conectividad estructural, revelan que el área de estudio mantiene una conectividad generalizada. Sin embargo, la distancia geográfica y la configuración espacial tienen una influencia importante en la probabilidad de paso de las especies evaluadas (Wright, 1943; McRae 2006; McRae et al. 2008; Goetz et al. 2009). Esto explicaría la baja resistencia al desplazamiento en el tramo Papallacta, gracias a la presencia de múltiples rutas para el paso de fauna (McRae et al. 2008).

Las concordancias entre los datos de presencia, modelos de ocupación de sitio y modelo de conectividad de circuitos observadas en este estudio, junto con la información publicada

sobre las preferencias de hábitat del oso de anteojos y tapir de montaña (Castellanos, 2011; Cuesta et al. 2003; Downer, 1997; García-Rangel, 2012; Viteri, 2013), indican que estas especies tienen mayor selección de rutas para su desplazamiento, prefiriendo zonas con vegetación natural y eludiendo disturbios del hábitat que obstaculizan su desplazamiento.

La disponibilidad de hábitat es uno de los factores más importantes para el mantenimiento de la conectividad estructural (Kindlmann y Burek 2008; Sampaio et al. 2010; Crouzeilles et al. 2013), mientras que la conectividad funcional está ligada al comportamiento y fisiología de las especies, a la disponibilidad de recursos y a la permeabilidad del parche percibida por la especie (Taylor et al. 1993; Bélisle 2005; Kindlmann y Burek 2008). Los resultados de este estudio contribuyen al conocimiento biológico de especies con amplios requerimientos territoriales, aportan información especializada para el manejo y gestión de las áreas protegidas, generan insumos para evaluar la conectividad y el funcionamiento de áreas naturales y permiten planificar sistemáticamente iniciativas de conservación a nivel de paisaje, capaces de optimizar los recursos (Goetz et al. 2009; McRae et al. 2012).

LIMITACIONES DEL ESTUDIO.

El número de puntos de muestreo fue heterogéneo entre los tres tramos del área de estudio, lo cual en combinación con la escala temporal de funcionamiento de las trampas cámaras incide en los datos de ocurrencia de las especies evaluadas, más aún cuando el área de vida de dichas especies incluye diferentes formaciones vegetales y es mayor que el área de muestreo (Presley 2000; Troya-Suárez 2001; Cuesta et al. 2003; MacKenzie 2005; Peralvo et al. 2005; Tirira 2007; Noon et al. 2008; Castellanos 2011; Torres 2011; Reyes-Puig et al. 2015).

En este estudio, la cantidad de presencias de las especies evaluadas dificultó la convergencia de varios modelos de ocupación de sitio, impidiendo estimar la probabilidad

de ocupación de hábitat de todas las especies en todos los tramos de carretera (Tabla 5), por lo que los resultados en estos casos deben ser interpretados con cautela (MacKenzie et al. 2002)

El AUC indicó que la capacidad predictiva de los modelos basados en el criterio experto es aceptable para tres de las cinco especies evaluadas, no obstante, es posible que los expertos hayan subestimado la tolerancia de las especies a los disturbios, conduciendo a imprecisiones en los productos generados por el criterio experto. Para sortear estas imprecisiones es recomendable incrementar el esfuerzo de muestreo, aumentar el detalle de los recursos cartográficos y ampliar significativamente el número de especialistas consultados, a fin de obtener interpretaciones más precisas (Pearce et al. 2001; Clevenger et al. 2002).

APLICACIONES DEL ESTUDIO.

Este estudio contribuye en la generación de información ecológica de especies con amplios requerimientos territoriales, aporta criterios metodológicos y métricas para fundamentar la planificación estratégica de conectividad entre áreas protegidas. Además, estos resultados reflejan la relevancia de las áreas de amortiguamiento, destacando su importancia para la conectividad entre áreas naturales y corroborando la necesidad de incrementar los esfuerzos de conservación más allá de las áreas protegidas. Adicionalmente, la ocurrencia de las especies y la falta de información específica de cada una, revelan la necesidad de ampliar los estudios en especies de mamíferos comunes de las que se tiene escasa información ecológica (e.g., *Mazama rufina* y *Eira barbara* y *Leopardus tigrinus*).

7. LITERATURA CITADA

Alonso-Fernández, A.M. 2014. Evaluación de la conectividad estructural y funcional, bajo la implementación de escenarios de reforestación en el corredor Podocarpus Yacuambi, Ecuador. Tesis de Posgrado. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Arroyave, M.P., Gómez, C., Gutiérrez, M.E., Múnera, D.P., Zapata, P.A., Vergara, I.C., Andrade, L.M. y Ramos, K.C. 2006. Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. EIA 5:45-57. Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín, Colombia.

Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86(8):1988-1995.

Bennet, A.F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge. 254 pp.

Bennett, G. y Mulongoy, K.J. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23.

Brown, J.H. y Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58:445-449.

Burgueño, M.J., García-Bastos J.L. y González-Buitrago J.M. 1995. Las curvas ROC en la evaluación de las pruebas diagnósticas. *Medicina Clínica* 104:661-670.

Burnham, K.P. y Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodal Inference. 2nd Ed. Springer-Verlag, New York. 488 pp.

Caro, T., Jones, T. y Davenport, T.R. 2009. Realities of documenting wildlife corridors in tropical countries. *Biological Conservation* 142(11):2807-2811.

- Castellanos, A. 2011. Andean Bear Home Ranges in the Intag Region, Ecuador. *Ursus* 22(1):65-73.
- Cerda, J. y Cifuentes, L. 2012. Uso de curvas ROC en investigación clínica: Aspectos teórico-prácticos. *Revista chilena de infectología* 29(2):138-141.
- Charre-Medellín, J.F., Monterrubio-Rico, T.C., Guido-Lemus, D. y Mendoza, E. 2015. Patrones de distribución de felinos silvestres (Carnivora: Felidae) en el trópico seco del Centro-Occidente de México. *Revista de Biología Tropical* 63(3):783-797.
- Clements, G.R., Lynam, A.J., Gaveau, D., Yap, W.L., Lhota, S., Goosem, M., ... Laurance, W.F. 2014. Where and how are roads endangering mammals in southeast Asia's forests? *Plos One* 9(12): e115376.
- Clevenger, A.P., Wierzchowski, J., Chruszcz, B., Gunson, K. 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16:503-514.
- Crooks, K.R., Burdett, C.L., Theobald, D.M., Rondinini, C. y Boitani, L. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 366(1578): 2642-2651.
- Crouzeilles, R., Lorini, M.L. y Viveiros-Grelle, C.E. 2013. The importance of using sustainable use protected areas for functional connectivity. *Biological Conservation* 159:450-457.
- Cuesta, F., Peralvo, M. y Van Manen, F.T. 2003. Bear Habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14(2):198-209.

- Cushman, S.A., Mcrae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M. y Zeller, K. 2013. Biological corridors and connectivity. En: Key topics in Conservation Biology 2 (D. McDonald y K. J. Willis, eds.) pp. 384-404. John Wiley & Sons, Oxford
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., y De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. Journal of Zoology 270(1):153-163.
- Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biological conservation 7(2):129-146.
- Downer, C. 1996. The mountain tapir, endangered 'flagship' species of the high Andes. Oryx 30:45-58.
- Downer, C. 1997. Status and action plan of the mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*). En: Tapirs, status survey and conservation action plan (D.M. Brooks, R.E. Bodmer, and S. Matola, eds.), pp. 10–22. IUCN/SSC Tapir specialist group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, England.
- Eisenberg, J.F. y Redford, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L.H. y Freer, F. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Illinois.
- Fay D.S. y Gerow K. 2013. A biologist's guide to statistical thinking and analysis. The C. elegans Research Community, WormBook.

- Fielding, A.H. y Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation* 24(1):38-49.
- Forman, R.T.T. y Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.
- Gaines, M.S., Robinson, G.R., Diffendorfer, J.E., Holt, R.D. y Johnson, M.L. 1992. The effects of habitat fragmentation on small mammal populations. En: *Wildlife 2001: Populations* (McCullough, D.R. y Barrett, R.H. eds.) pp. 875-885. Springer. Netherlands.
- García-Rangel, S. 2012. Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. *Mammal Review*, 42(2):85-119.
- Goetz, S.J., Jantz, P. y Jantz, C.A. 2009. Connectivity of core habitat in the Northeastern United States: Parks and protected areas in a landscape context. *Remote Sensing of Environment* 113(7):1421-1429.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. y Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3):609-615.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396(November):41-49.
- Harestad, A.S. y Bunnell, F.L. 1979. Home range and body weight – a reevaluation. *Ecology* 60(2):389-402.
- Hess, G.R. y Fischer, R.A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and urban planning* 55(3):195-208.
- Hines, J.E. 2006. PRESENCE- Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.

- Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology & Evolution* 7(11):389-392.
- Kindlmann, P. y Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23:879-890.
- Konecny, M.J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. En: *Advances in Neotropical mammalogy* (K. Redford y J. Eisenberg, eds.) pp. 243–264. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida.
- Laurance W.F., Goosem M., Laurance S.G.W. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 24:659-669.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P. C., ... Sampaio, E. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* 16(3):605-618.
- Lees, A.C. y Peres, C.A. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22:439-449
- Lima, M. y Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91:241-247.
- Lizcano, D., Álvarez, S. y Delgado, C.A. 2010. Dwarf red brocket *Mazama rufina* (Pucheran 1951). En: *Neotropical Cervidology: Biology and Medicine of Latin American Deer*. (J.M.B. Duarte y González S. eds.). Jaboticabal: Funep/IUCN. 393 pp.
- MacKenzie, D. I. y Nichols, J. D. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27:461-467.
- MacKenzie, D.I. 2005. Issues of presence-absence data for managers. *Journal of Wildlife Management* 69(3):849-860.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A. y Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., & Hines, J.E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. *The Auk*. Burlington, Massachusetts: Academic Press. 324 pp.

McRae, B.H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution* 60(8):1551-1561.

McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H., y Shah, V.B. 2008. Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution and Conservation. *Ecology* 89(10):2712-2724.

McRae, B.H., Hall, S.A., Beier, P. y Theobald, D.M. 2012. Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *Plos One* 7(12):e52604.

McRae, B.H., Shah, V.B. y Mohapatra, K. 2008-09. Circuitscape. <http://www.circuitscape.org>.

Medrano, P. 2015. Efectos de las carreteras en la mortalidad de vertebrados en un área megadiversa: Los Andes Tropicales del Ecuador. Tesis de Posgrado. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.

Michalski, F., Crawshaw, P.G., Oliveira, T.G.D. y Fabián, M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70(1-2):52-57.

Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2012. Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.

Ministerio del Ambiente. 2014. Somos SNAP: Boletín informativo del proyecto de sostenibilidad financiera de áreas protegidas. Boletín N°5 Enero – Marzo 2014.

Monsalve-Dam, D., Sánchez-Mercado, A., Yerena, E., García-Rangel, S. y Torres, D. 2010. Efectividad de las Áreas Protegidas para la Conservación del Oso Andino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes Suramericanos. En: Ciencia y Conservación de Especies Amenazadas en Venezuela: Conservación Basada en Evidencias e Intervenciones Estratégicas (R. De Oliveira-Miranda, J. Lessmann, A. Rodríguez-Ferraro y F. Rojas-Suárez, eds.) pp: 127-136. Provita, Caracas, Venezuela.

Noon B.R., McKelvey K.S. y Dickson B.G. 2008. Multispecies conservation planning on US federal lands. En: Models for planning wildlife conservation in large landscapes (J. Millspaugh y F.R. Thompson, eds.) pp. 51-83. Academic Press.

Nowell, K. y Jackson, P. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Cat Specialist Group. Gland. 382 pp.

Pearce, J.L., Cherry, K., Drielsma, M., Ferrier, S. y Whish, G. 2001. Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* 38:412-424.

Peralvo, M., F. Cuesta y F. Van Manen. 2005. Delineating Priority Habitat Areas for the Conservation of Andean Bears in the Northern Ecuador. *Ursus* Vol. 16(2): 222-233.

Presley, S.J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species* 636:1-6.

Rabinowitz, A. y Zeller, K.A. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143:949-945.

Reyes-Puig, C. y Ríos-Alvear, G. 2013. Monitoreo del tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) en el bosque nublado de la Reserva Natural Chamanapamba. Boletín Técnico 11, Serie Zoológica 8-9:74-90.

Reyes-Puig, C., Ríos-Alvear, G. y Reyes-Puig, J.P. 2015. Notable ampliación del rango altitudinal de *Eira barbara* Cabeza de Mate (Mammalia: Mustelidae). Avances en Ciencias e Ingenierías 7(1):B98-B102.

Reyes-Puig, J.P., Tapia, A., Bermúdez, D., Sandoval, L. y Mogollón, H. 2010. Proyecto de Conservación del Tapir Andino (*Tapirus pinchaque*) en la vertiente oriental de los Andes Centrales del Ecuador – PCTA. Dirección Provincial del Ambiente de Tungurahua, Regional 3 N° 001.

Rodrigues, A.S., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L., Da Fonseca, G., Gaston, K., Hoffmann, M., Long, J., Marquet, P., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E. y Yan, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. Nature 428(6983):640-643.

Sampaio, R., Lima, A.P., Magnusson, W. y Peres, C.A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. Biodiversity Conservation 19:2421-2439.

SENPLADES. 2014. Proyectos emblemáticos: Napo [en línea]. Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo. [Fecha de consulta: 14 de mayo del 2016] <http://www.planificacion.gob.ec>.

SENPLADES-SNI. 2015. Sistema Nacional de Información. Información Geográfica [en línea]. [Fecha de consulta: 2 de diciembre del 2015] <http://sni.gob.ec/>.

Shah, V.B. y McRae, B.H. 2008. Circuitscape: A Tool for Landscape Ecology. Proceedings of the 7th Python in Science Conference (SciPy):62–66.

Siegel S. y Castellan Jr. N.J. 1988. Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences. 2nd edition. McGraw-Hill, New York.

Spellerberg, I.A.N. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7(5):317-333.

Suárez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras-Bucheli, V., Zapata-Ríos, G., Toral, E., Torres, J., Prado, W. y Vargas-Olalla, J. 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation* 12:364-373.

Sunquist, M.E., Sunquist, F. y Daneke, D.E. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. En: *Advances in Neotropical mammalogy* (K. Redford and J. Eisenberg, eds.) pp 197-232. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida.

Taylor, P.D., Fahrig L., Henein, K. y Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573.

Thornton, D.H., Branch, L.C. y Sunquist, M.E. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 21(6):2324-2333.

Tirira, D.G. (ed.). 2011. Libro rojo de los mamíferos del Ecuador. 2ª. Edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 8. Quito.

Tirira, D.G. 2007. Mamíferos del Ecuador. Guía de campo. Ediciones Murciélagos Blanco. Publicación Especial de los Mamíferos del Ecuador 6. Quito.

Torres, D. 2011. Guía Básica para la Identificación de Señales de Presencia de Oso frontino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes Venezolanos. 2ª. Edición. Fundación Andígena. Mérida, Venezuela.

Troya-Suárez, M. 2001. Hábitos alimentarios del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en diferentes formaciones de la cuenca del río Oyacachi, Reserva Ecológica Cayambe-Coca. Tesis de Licenciada. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.

Ulloa, R. (ed). 2013. BIOCORREDORES: Una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la zona de planificación 1 (Carchi, Imbabura, esmeraldas y Sucumbíos). Ibarra – Ecuador.

USGS. 2014. United States Geological Survey. Landsat Data Access. [en línea]. [Fecha de consulta: 30 de octubre 2014].

http://landsat.usgs.gov/Landsat_Search_and_Download.php

Viteri, G. 2013. Análisis de conectividad del hábitat del tapir (*Tapirus pinchaque*) y propuestas para la restauración de su hábitat dentro del micro corredor Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. Tesis de posgrado. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, España.

Walpole, M.J. y Leader-Williams, N. 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation* 11(3):543-547.

Weber, M. y González, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience* 10(4):443-454.

With, K.A., Gardner, R.H. y Turner, M.G. 1997. Landscape Connectivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. *Oikos* 78(1):151-169.

Woodroffe, R. y Ginsberg, J.R. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* 280(5372):2126-2128.

Wright, S. 1943. Isolation by distance. *Genetics* 28:114-138.

Yerena, E. 1998. Protected Areas for the Andean Bear in South America. *Ursus* 10. A Selection of Papers from the Tenth International Conference on Bear Research and Management, Fairbanks, Alaska, July 1995, and Mora Sweden, September 1995 (1998), pp 101-106.

Yerena, E. y D. Torres. 1994. Spectacled Bear Conservation and Dispersal Corridors in Venezuela. *Bears: Their Biology and Management* 9 Part 1: A selection of Papers from the Ninth International Conference on Bear Research and Management, Missoula, Montana, February 23-28 1992 (1994), pp. 169-172.

8. FIGURAS

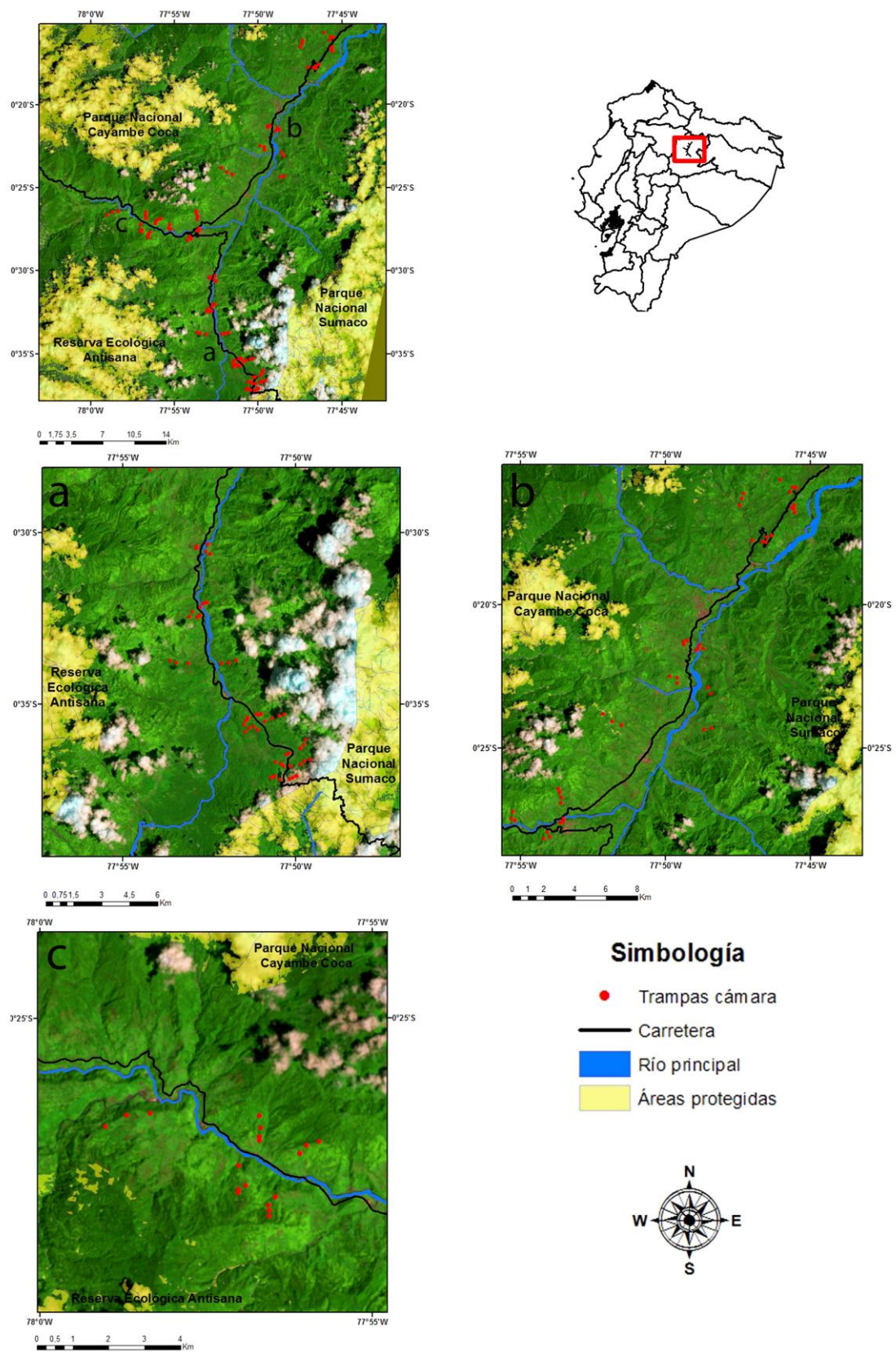


Figura 1. Área de estudio entre el Parque Nacional Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras: (a) Tramo Cosanga, (b) Tramo El Chaco y (c) Tramo Papallacta.



Figura 2. Especies de mamíferos estudiadas: (a) Oso de anteojos, (b) Tapir de montaña, (c) Cervicabra, (d) Cabeza de mate y (e) Oncilla.

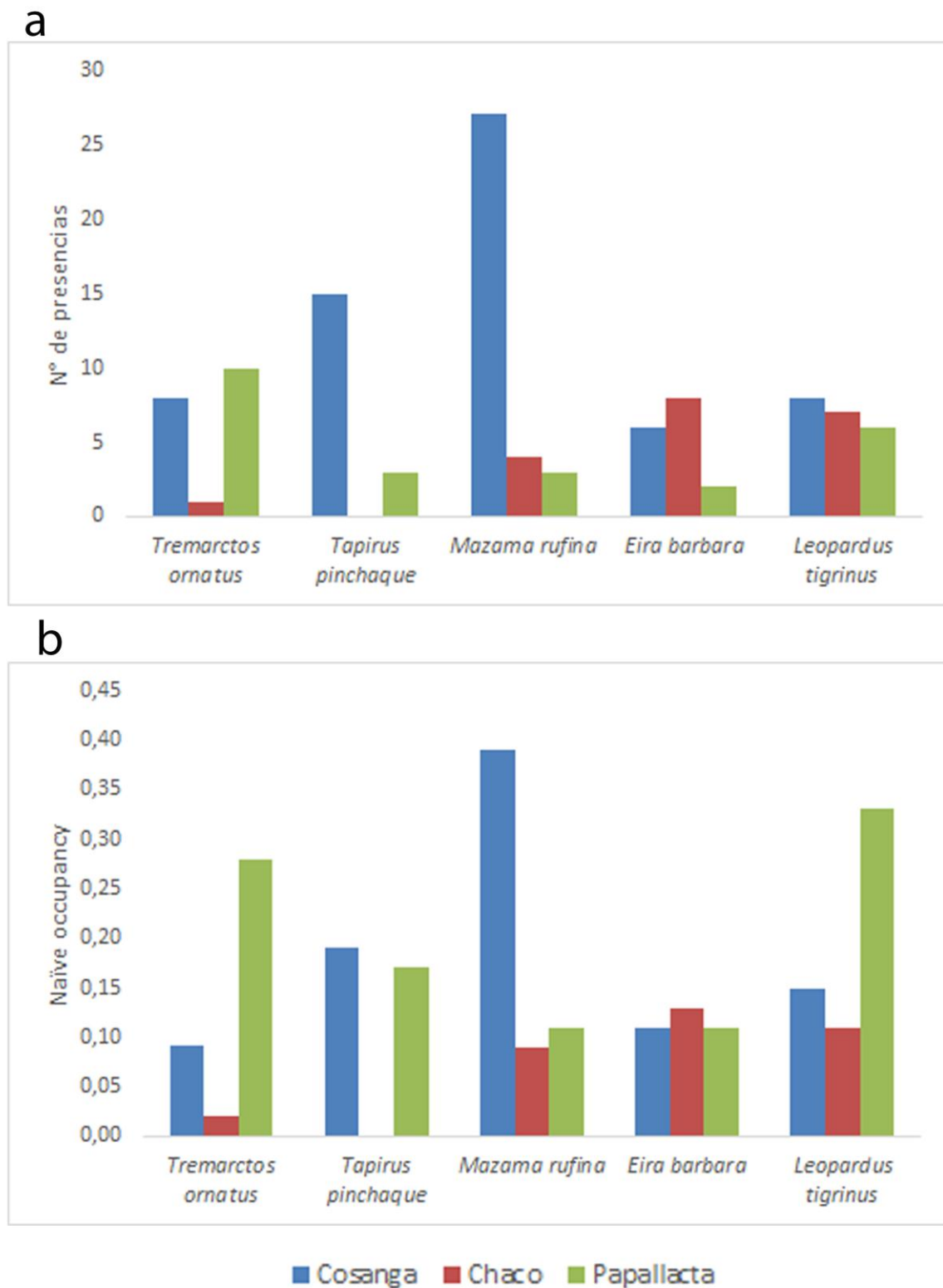


Figura 3. a. Datos de presencia registrados durante el muestreo de fauna. b. Ocupación Naïve (i.e. sin considerar la probabilidad de detección y ocupación en función de covariables) de las especies estudiadas en cada tramo de carretera del área de estudio.

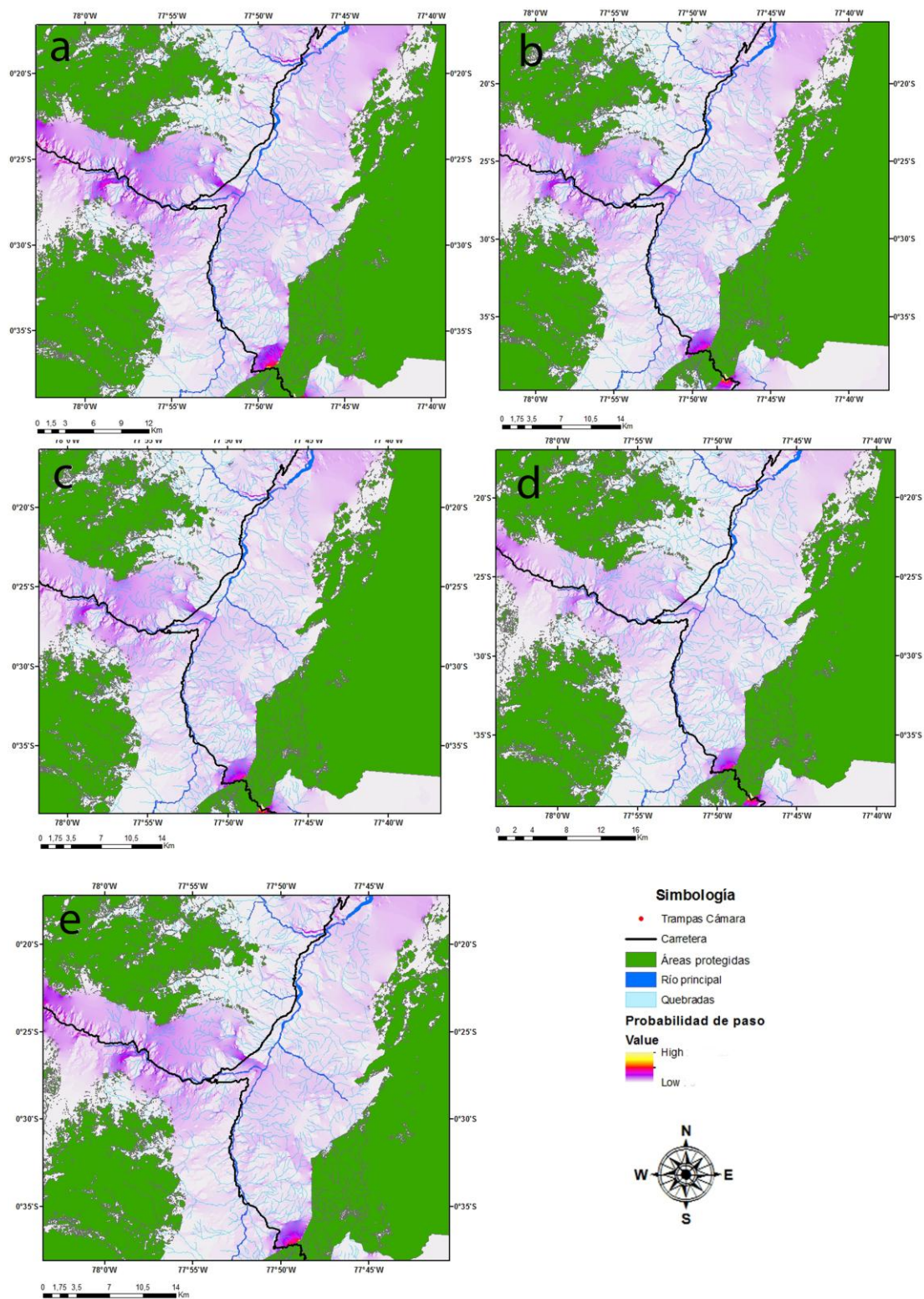


Figura 4. Conectividad estructural entre el Parque Nacional Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras. (a) *Tremarctos ornatus*, (b) *Tapirus pinchaque*, (c) *Mazama rufina*, (d) *Eira barbara*, (e) *Leopardus tigrinus*.

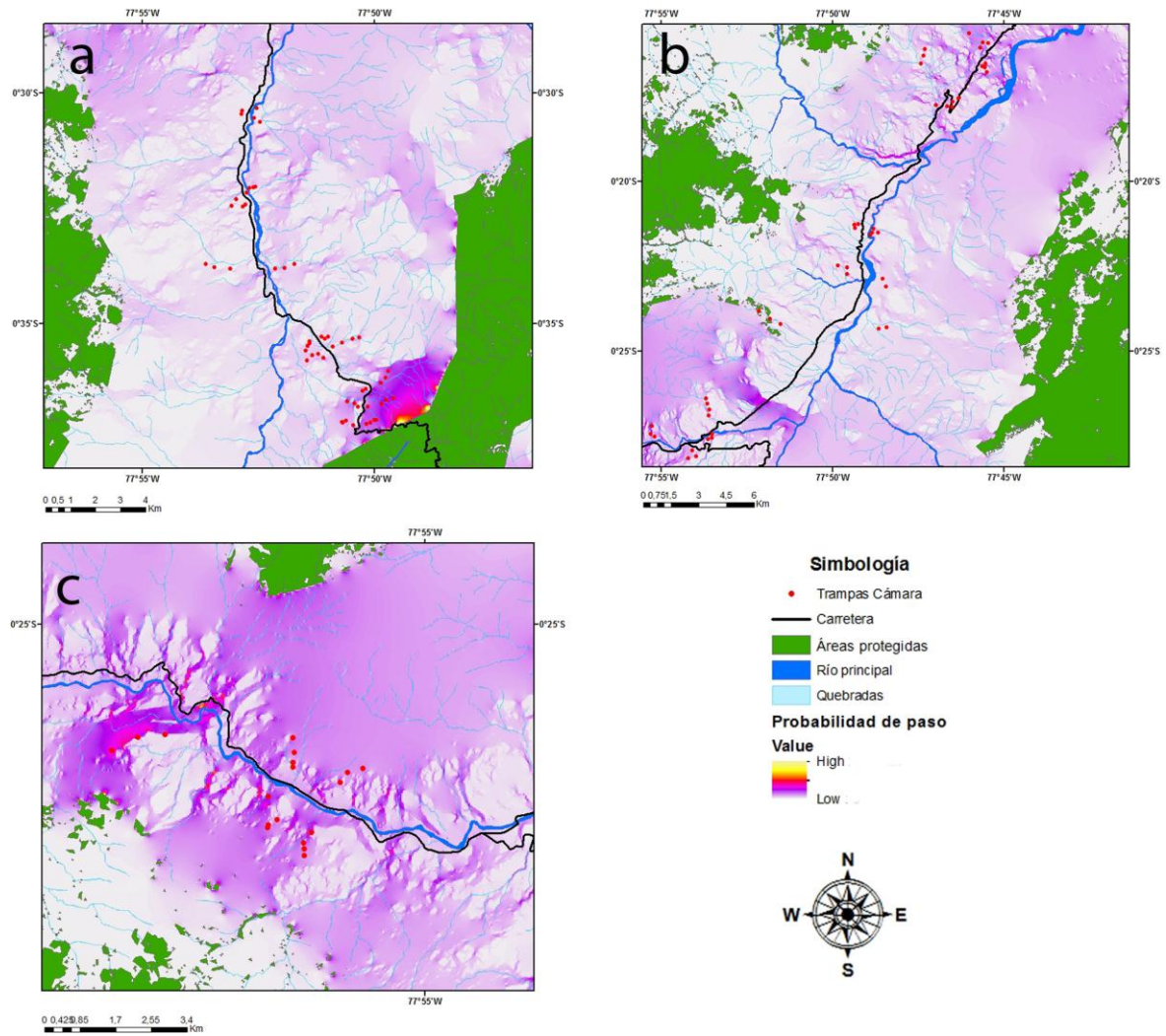


Figura 5. Mapas de densidad de corriente de la especie *Tremarctos ornatus* en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta.

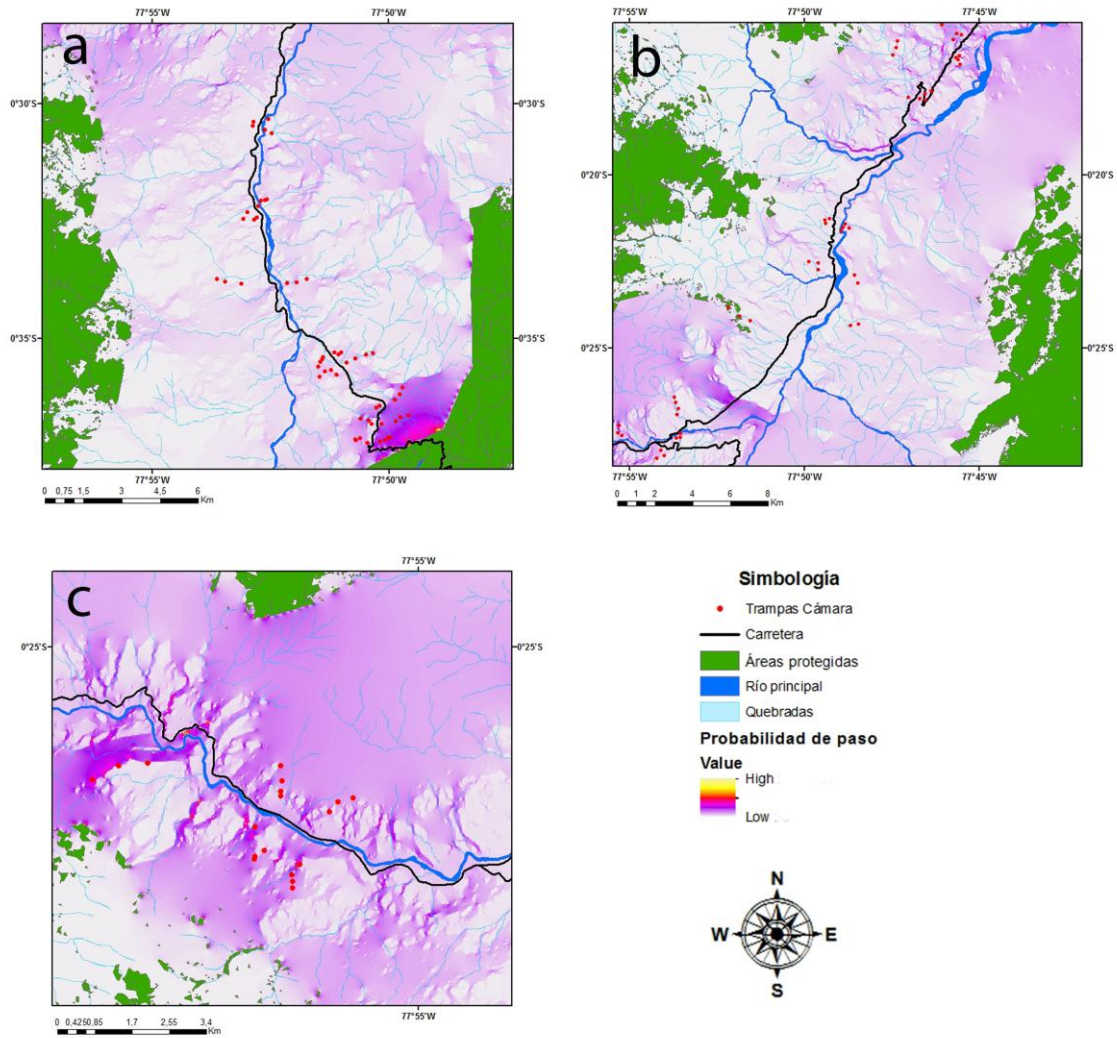


Figura 6. Mapas de densidad de corriente de la especie *Tapirus pinchaque* en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta.

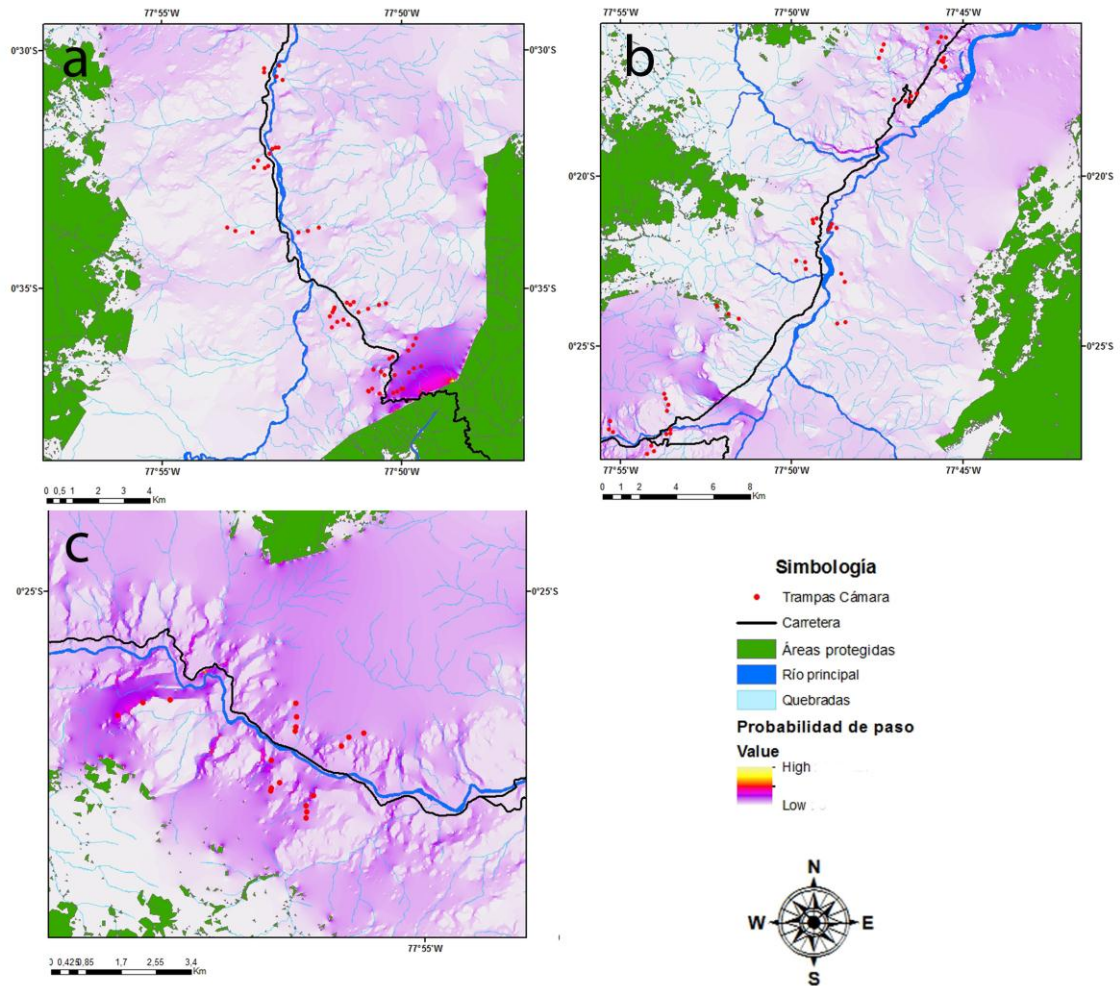


Figura 7. Mapas de densidad de corriente de la especie *Mazama rufina* en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta.

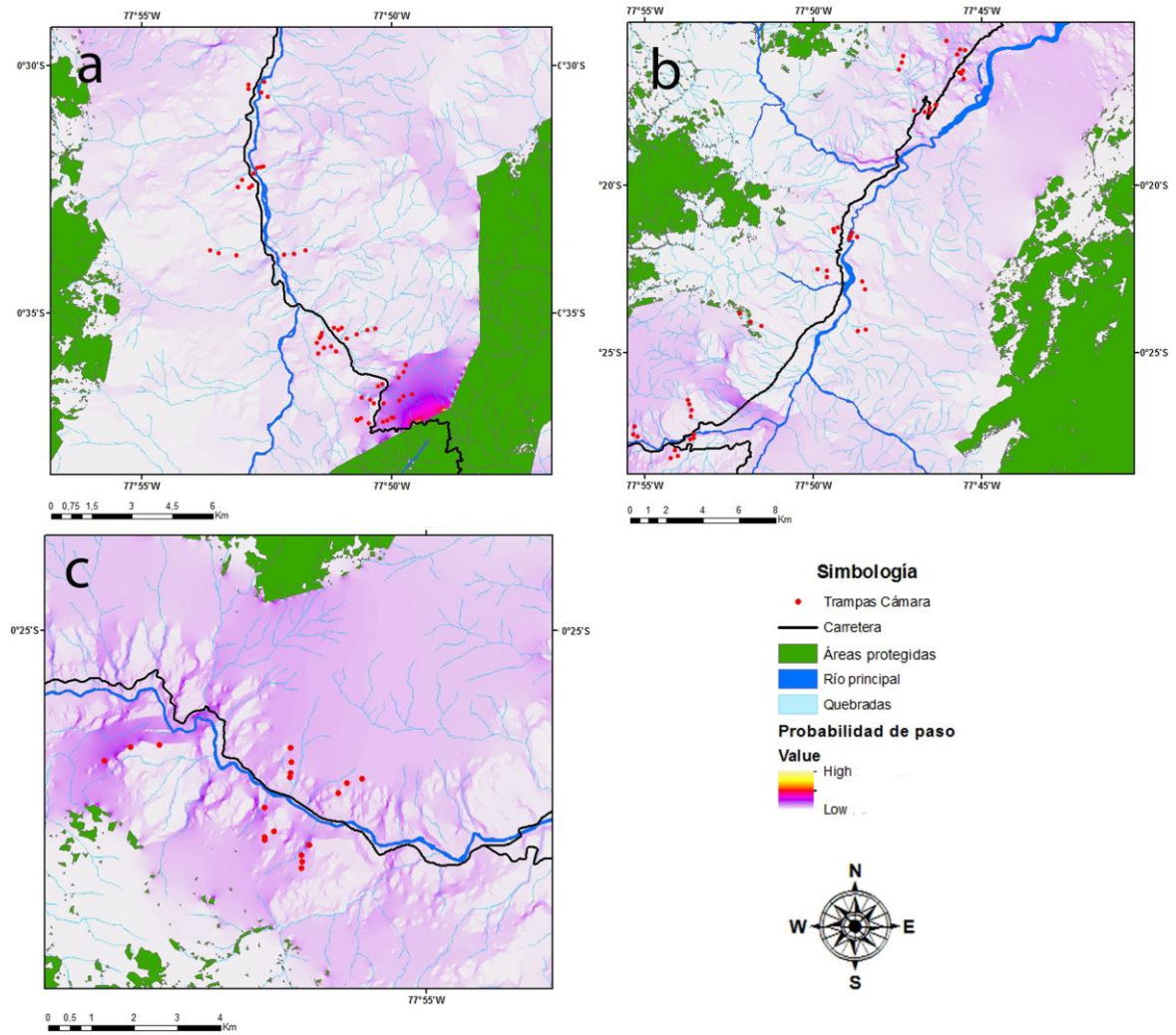


Figura 8. Mapas de densidad de corriente de la especie *Eira barbata* en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta.

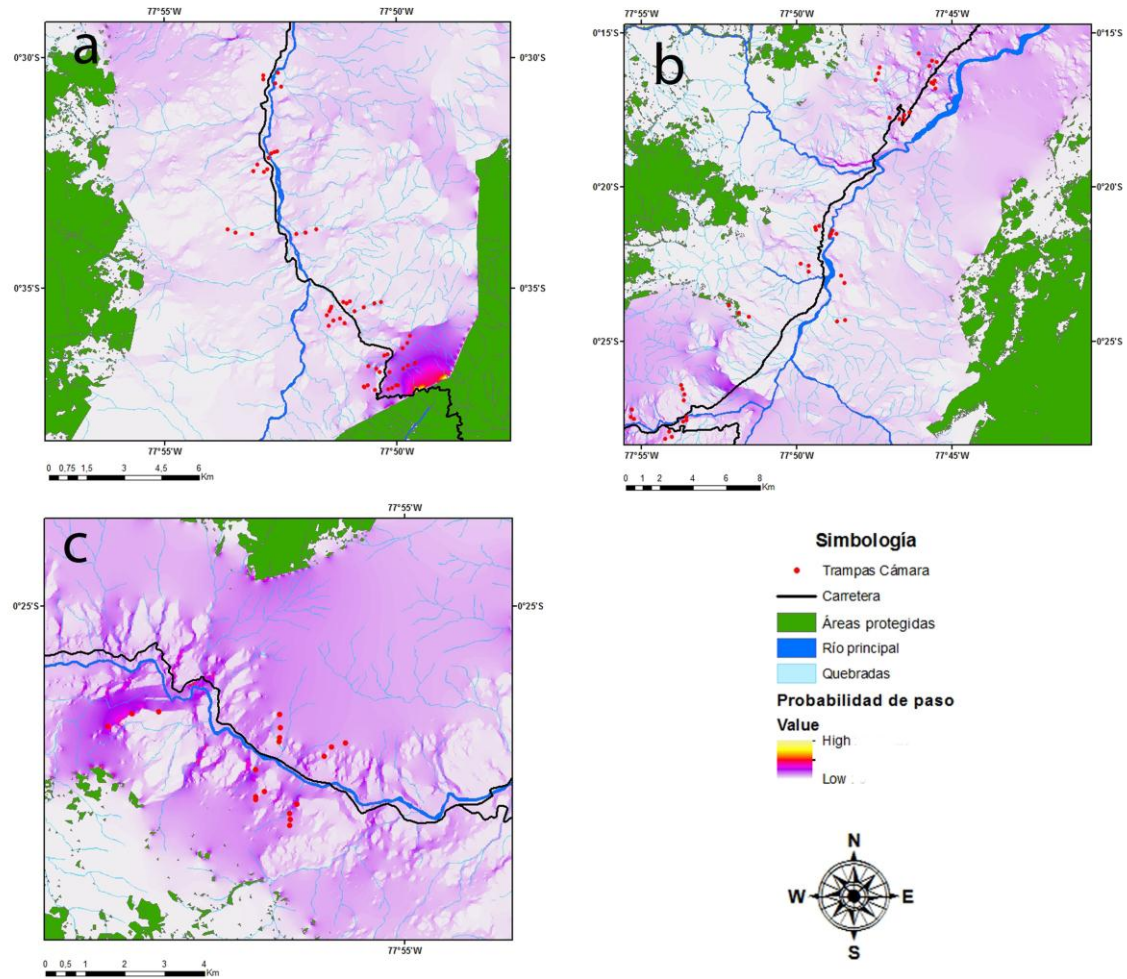


Figura 9. Mapas de densidad de corriente de la especie *Leopardus tigrinus* en los tres tramos del área de estudio. (a) Cosanga, (b) El Chaco, (c) Papallacta.

9. TABLAS

Tabla 1. Atributos del paisaje definidos en el procesamiento de insumos cartográficos.

| Atributo | Definición |
|---|--|
| Bosque maduro | Zona de bosques naturales con mínimo o ningún grado de alteración antropogénica. |
| Cultivos y Pastos | Zonas intervenidas que contienen cultivos permanentes de diferente ciclo de crecimiento y pastizales para producción ganadera. |
| Zona urbana | Área de concentración de viviendas y demás estructuras habitacionales. |
| Vegetación arbustiva y pastos plantados | Zonas intervenidas que contienen vegetación en diferentes etapas de desarrollo, combinadas con zonas de cultivo. |
| Bosque naturales y pastos plantados | Bosques naturales intervenidos combinados con pastizales para producción ganadera. |
| Carretera | Infraestructura vial que comprende la carretera Transversal Norte (E20) y la Troncal Amazónica (E45) en el área de estudio. |
| Quebradas | Desfiladeros estrechos entre elevaciones, generalmente acompañados del paso de un cuerpo de agua de bajo caudal. |
| Río principal | Cuerpo de agua lótico de caudal permanente, cuyo cauce supera los 10 m de ancho. |

Tabla 2. Covariables definidas para los modelos de ocupación de sitio

| Parámetro | | Covariable | Código |
|--|--|---|----------------------|
| Probabilidad de ocupación del hábitat (ψ) | Proporción de cobertura 500 m alrededor de cada cámara | Bosque maduro | BM |
| | | Cultivos y Pastos | CP |
| | | Zona Urbana | ZU |
| | | Vegetación arbustiva y Pastos plantados | VA |
| | | Bosques naturales y Pastos plantados | BP |
| | Disturbio más cercano | Distancia a la Carretera | DC |
| | | Distancia a Quebradas | DQ |
| | | Distancia a Río primario | DR |
| | Probabilidad de detección (p) | | Esfuerzo de muestreo |

Tabla 3. Representación de la matriz de confusión generada a partir de las diferentes alternativas en el área de estudio

| | + | - |
|---|--|---|
| + | <p>Verdaderos positivos: localidades dentro de cada franja de muestreo predichas por el modelo de circuitos y, donde en efecto se registraron evidencias de la presencia de las especies evaluadas.</p> | <p>Falsos positivos: localidades dentro de cada franja de muestreo predichas por el modelo de circuitos pero que no registran evidencias de presencia de las especies objeto de estudio.</p> |
| - | <p>Falsos negativos: localidades de muestreo no predichas por el modelo de circuitos, sin embargo, presentaron evidencias de presencia de las especies objetos de estudio.</p> | <p>Verdaderos negativos: localidades de muestreo que no fueron predichas por el modelo de circuitos y que tampoco presentan evidencias de presencia de las especies evaluadas.</p> |

Tabla 4. Franjas y estaciones de muestreo establecidas en el área de estudio.

| Tramo de carretera | N° de franjas de muestreo | N° de trampas cámara | Días de funcionamiento de trampas cámara | | | | | | | | Días totales de funcionamiento | |
|--------------------|---------------------------|----------------------|--|-------------|----|----|----|----|----|----|--------------------------------|------|
| | | | Franja | Días-cámara | | | | | | | | |
| Cosanga | 8 | 54 | 1 | 22 | 22 | 22 | 22 | 21 | 21 | 21 | - | 1187 |
| | | | 2 | 18 | 21 | 21 | 21 | 21 | - | - | - | |
| | | | 3 | 21 | 21 | 19 | 21 | 21 | 21 | 21 | - | |
| | | | 4 | 21 | 10 | 25 | 25 | 21 | 21 | 21 | 21 | |
| | | | 5 | 23 | 23 | 23 | 17 | 23 | 23 | 22 | 23 | |
| | | | 6 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | 24 | - | - | |
| | | | 7 | 24 | 24 | 24 | 24 | 23 | 23 | 23 | 23 | |
| | | | 8 | 23 | 23 | 23 | 23 | 23 | - | - | - | |
| El Chaco | 7 | 46 | 9 | 22 | 20 | 22 | 22 | 18 | 21 | 21 | - | 953 |
| | | | 10 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | |
| | | | 11 | 21 | 21 | 21 | 21 | 20 | 20 | 20 | 20 | |
| | | | 12 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | - | - | - | |
| | | | 13 | 23 | 24 | 24 | 24 | 21 | 21 | 21 | - | |

| | | | | | | | | | | | | |
|------------|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|
| | | | 14 | 19 | 24 | 0 | 0 | 0 | 24 | - | - | |
| | | | 15 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | - | - | - | |
| Papallacta | 3 | 18 | 16 | 23 | 23 | 23 | 22 | 22 | 22 | 22 | - | 388 |
| | | | 17 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | |
| | | | 18 | 21 | 21 | 21 | - | - | - | - | - | |

- Valores de 0 corresponden a cámaras que se extraviaron durante el estudio

Tabla 5. Covariables más influyentes en la probabilidad de ocupación del hábitat de las especies estudiadas.

| Tramo de carretera | Especies | | | | |
|--------------------|---------------------------|--------------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| | <i>Tremarctos ornatus</i> | <i>Tapirus pinchaque</i> | <i>Mazama rufina</i> | <i>Eira barbara</i> | <i>Leopardus tigrinus</i> |
| Cosanga | DC | BM | - | DR | - |
| | DR | VA | DQ | DQ | BM |
| El Chaco | N.A. | N.A. | DQ | DC | CP |
| | | | BM | DR | DQ |
| Papallacta | CP | - | - | N.A. | N.A. |
| | - | BM | - | | |

DC: Distancia a la carretera

DR: Distancia al río principal

BM: Proporción de bosque maduro

VA: Proporción de vegetación arbustiva

DQ: Distancia a la quebrada

CP: Proporción de cultivos y pastos

N.A.: No aplica

- : No se registró influencia de ninguna covariable

Tabla 6. Modelos de ocupación de sitio más adecuados para estimar la probabilidad de ocupación del hábitat en el área de estudio (Ψ : probabilidad de ocupación, p : probabilidad de detección, (.): parámetro modelado sin la influencia de ninguna covariable).

| Especie | Localidad | Naïve Occ. | Modelo | AICw | Δ AIC | Coefficientes no transformados \pm SE |
|---------------------------|------------|------------|-----------------------------------|-------|--------------|---|
| <i>Tremarctos ornatus</i> | Cosanga | 0.09 | $\Psi(\text{DC}), p(\cdot)$ | 0.16 | 0.00 | 1.663 ± 1.063 |
| | | | $\Psi(\text{DR}), p(\cdot)$ | 0.13 | 0.38 | -0.847 ± 0.628 |
| | Papallacta | 0.28 | $\Psi(\text{CP}), p(\cdot)$ | 0.17 | 0.00 | 395.2 ± 8605387.3 |
| | | | $\Psi(\cdot), p(\cdot)$ | 0.14 | 0.49 | -0.788 ± 0.57 |
| <i>Tapirus pinchaque</i> | Cosanga | 0.19 | $\Psi(\text{BM}), p(\cdot)$ | 0.44 | 0.00 | 10.75 ± 4.164 |
| | | | $\Psi(\text{VA}), p(\cdot)$ | 0.28 | 0.91 | -14.54 ± 6.71 |
| | Papallacta | 0.17 | $\Psi(\cdot), p(\cdot)$ | 0.23 | 0.00 | 24.23 ± 380220.01 |
| | | | $\Psi(\text{BM}), p(\text{esf.})$ | 0.10 | 1.51 | 6789.23 ± 10 |
| <i>Mazama rufina</i> | Cosanga | 0.39 | $\Psi(\cdot), p(\text{esf.})$ | 0.25 | 0.00 | 0.851 ± 0.439 |
| | | | $\Psi(\text{DQ}), p(\text{esf.})$ | 0.21 | 0.36 | 3.541 ± 3.52 |
| | El Chaco | 0.09 | $\Psi(\text{DQ}), p(\cdot)$ | 0.17 | 0.00 | 6.203 ± 4.39 |
| | | | $\Psi(\text{BM}), p(\cdot)$ | 0.10 | 1.87 | 11674.47 ± 285.33 |
| | Papallacta | 0.11 | $\Psi(\cdot), p(\cdot)$ | 0.19 | 0.00 | -1.64 ± 0.99 |
| | | | $\Psi(\cdot), p(\text{esf.})$ | 0.15 | 0.47 | -1.68 ± 0.96 |
| <i>Eira barbara</i> | Cosanga | 0.11 | $\Psi(\text{DR}), p(\cdot)$ | 0.054 | 0.00 | 6322.26 ± 140.07 |
| | | | $\Psi(\text{DQ}), p(\cdot)$ | 0.052 | 0.07 | 5980.12 ± 152671.29 |
| | El Chaco | 0.14 | $\Psi(\text{DC}), p(\text{esf.})$ | 0.12 | 0.00 | -1.142 ± 1.134 |
| | | | $\Psi(\text{DR}), p(\cdot)$ | 0.11 | 0.25 | -1.24 ± 1.18 |
| <i>Leopardus tigrinus</i> | Cosanga | 0.15 | $\Psi(\cdot), p(\cdot)$ | 0.37 | 0.00 | 25.97 ± 457504.25 |
| | | | $\Psi(\text{BM}), p(\cdot)$ | 0.27 | 0.61 | 4.86 ± 4.04 |
| | El Chaco | 0.12 | $\Psi(\text{CP}), p(\cdot)$ | 0.20 | 0.00 | -9.91 ± 7.11 |
| | | | $\Psi(\text{DQ}), p(\cdot)$ | 0.16 | 0.48 | -7.51 ± 6.05 |

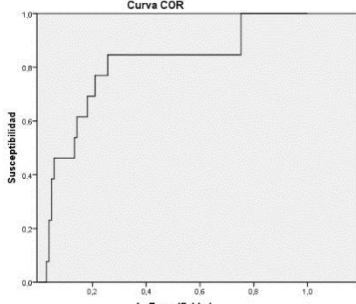
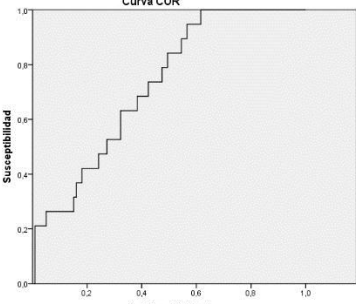
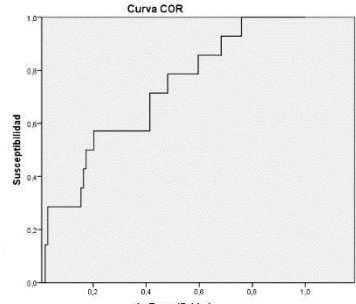
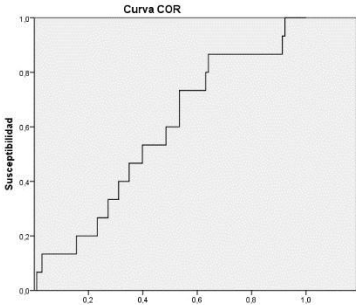
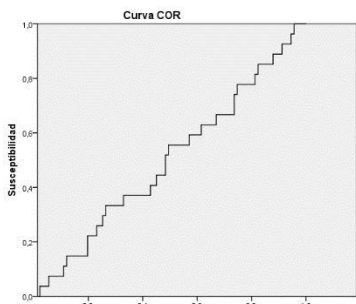
Tabla 7. Valores promedio de resistencia de los atributos del paisaje generados a partir de la consulta a expertos. Escala de valores de resistencia 0 – 100.

| Atributo | Promedio \pm SD | | | | |
|-----------------------------------|-------------------|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| | <i>T. ornatus</i> | <i>T. pinchaque</i> | <i>Mazama rufina</i> | <i>Eira barbara</i> | <i>Leopardus tigrinus</i> |
| Cultivos y pastos | 40.33 \pm 36.03 | 39.33 \pm 28.61 | 44.2 \pm 31.15 | 45.50 \pm 38.81 | 47.2 \pm 37.21 |
| Bosque maduro | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Zona urbana | 99.17 \pm 2.04 | 96.67 \pm 8.16 | 95 \pm 8.66 | 63.91 \pm 1.73 | 92 \pm 13.03 |
| Vegetación arbustiva | 33.5 \pm 22.21 | 31 \pm 25.14 | 24.2 \pm 16.38 | 29.97 \pm 29.5 | 25.4 \pm 27.84 |
| Bosque natural y pastos plantados | 18.5 \pm 13.02 | 17 \pm 15.92 | 12.4 \pm 12.58 | 14.97 \pm 14.5 | 15.4 \pm 13.61 |
| Carretera | 47.83 \pm 38.21 | 57.67 \pm 32.48 | 57.2 \pm 38.62 | 45.39 \pm 33.98 | 51.2 \pm 33.98 |
| Quebradas | 26.33 \pm 31.52 | 27.83 \pm 28.21 | 22.4 \pm 25.46 | 26.42 \pm 24.87 | 31.4 \pm 31.21 |
| Río principal | 37 \pm 28.24 | 32.83 \pm 27.78 | 40 \pm 15.81 | 45.76 \pm 35.07 | 42.2 \pm 41.82 |
| Nº Expertos consultados | 6 | 6 | 5 | 5 | 5 |

Tabla 8. Test de Kruskal-Wallis aplicado a la probabilidad de paso de las especies entre los tramos de carretera.

| Especie | Localidad | Media (Rangos) | Grupos | x^2 | p |
|-------------------------------|------------------|---------------------------|---------------|----------|--------------|
| <i>Tremarctos ornatus</i> | Cosanga | 55.29630 | a | 24.87685 | 3.963329e-06 |
| | El Chaco | 49.02222 | a | | |
| | Papallacta | 95.05556 | b | | |
| <i>Tapirus pinchaque</i> | Cosanga | 58.50000 | a | 28.60937 | 6.13133e-07 |
| | El Chaco | 44.97778 | b | | |
| | Papallacta | 95.55556 | c | | |
| <i>Mazama rufina</i> | Cosanga | 59.81481 | a | 31.00328 | 1.852351e-07 |
| | El Chaco | 43.26667 | b | | |
| | Papallacta | 95.88889 | c | | |
| <i>Eira barbara</i> | Cosanga | 61.09259 | a | 26.30863 | 1.937111e-06 |
| | El Chaco | 43.44444 | b | | |
| | Papallacta | 91.61111 | c | | |
| <i>Leopardus tigrinus</i> | Cosanga | 58.00000 | a | 26.71251 | 1.582894e-06 |
| | El Chaco | 45.91111 | b | | |
| | Papallacta | 91.61111 | c | | |

Tabla 9. Análisis de las curvas ROC y AUC del modelo de conectividad de circuitos

| Especie | AUC | <i>p</i> | Curvas ROC |
|---------------------------|-------|----------|---|
| <i>Tapirus pinchaque</i> | 0,8 | 0,001*** |  <p>Curva COR</p> <p>Susceptibilidad</p> <p>1 - Especificidad</p> |
| <i>Leopardus tigrinus</i> | 0,724 | 0,002** |  <p>Curva COR</p> <p>Susceptibilidad</p> <p>1 - Especificidad</p> |
| <i>Tremarctos ornatus</i> | 0,705 | 0,013* |  <p>Curva COR</p> <p>Susceptibilidad</p> <p>1 - Especificidad</p> |
| <i>Eira barbara</i> | 0,6 | 0,364 |  <p>Curva COR</p> <p>Susceptibilidad</p> <p>1 - Especificidad</p> |
| <i>Mazama rufina</i> | 0,5 | 0,987 |  <p>Curva COR</p> <p>Susceptibilidad</p> <p>1 - Especificidad</p> |

10. ANEXOS

10.3. FORMULARIO PARA LA CONSULTA DE EXPERTOS

Formulario

Definiciones

Bosque maduro: bosque compuesto por árboles de entre 80-100 años de edad, donde los árboles presentan tasas máximas de crecimiento.

Bosque secundario: bosque en proceso de regeneración natural posterior a una actividad de conversión de uso del suelo

Pastos: zonas de vegetación herbácea cultivadas para alimentación de ganado

Cultivos: zonas de sembríos destinadas a la producción agrícola para consumo humano

Ríos primarios y secundarios: Para este estudio, se considerará como río primario aquel cuyo cauce supere los 15 metros de ancho y como río secundario cualquier cuerpo de agua lótico cuyo cauce sea menor a 15 metros de ancho

Vías de primer orden: vías arteriales, asfaltadas de dos carriles o más, que conforman el Sistema de Nacional de Carreteras como la Transversal Norte (E20) y la Troncal Amazónica (E45), sobre las cuales se desarrolla este estudio.

Vías de segundo orden: carreteras secundarias no asfaltadas de uno o dos carriles, que comúnmente, comunican parroquias o zonas rurales

Tuberías de drenaje: Desagües de aproximadamente 1 metro de diámetro, que cruzan transversalmente las carreteras, comúnmente están ubicados en quebradas y cerca de puentes

Zona urbana: Asentamientos humanos, casas y demás edificaciones comprendidas dentro de ciudades, cabeceras cantonales, etc.

Quebradas: Paso estrecho formado por las pendientes de montañas, generalmente contiene caídas de agua o riachuelos

Pendiente: Inclinación del terreno con respecto a su horizontal.

Altitud: Distancia vertical de un punto de la superficie terrestre respecto al nivel del mar

Permeabilidad del hábitat: atributos del territorio capaces de permitir u obstaculizar el desplazamiento de un individuo entre diferentes áreas naturales, ejemplo: Cuerpos de agua, carreteras, etc.

| *Asignar valor de importancia entre 0 - 100 a cada categoría y subcategoría según sea su aporte para la permeabilidad. Valores de 0 corresponderán a zonas que impiden totalmente el paso de un individuo de las especies objeto de estudio, mientras que valores de 100 indicarán absoluta facilidad de paso | | | | | |
|--|---------------------------|--------------------------|---------------------|---------------------------|----------------------|
| | <i>Tremarctos ornatus</i> | <i>Tapirus pinchaque</i> | <i>Eira barbara</i> | <i>Leopardus tigrinus</i> | <i>Mazama rufina</i> |
| Vegetación | | | | | |
| Bosque maduro | | | | | |
| Bosque secundario | | | | | |
| Pastos | | | | | |
| Cultivos | | | | | |
| Cuerpos de agua | | | | | |
| Ríos primarios | | | | | |
| Ríos secundarios | | | | | |
| Infraestructura | | | | | |
| Vías de primer orden | | | | | |
| Vías de segundo orden | | | | | |
| Vías de tercer orden | | | | | |
| Tuberías de Drenaje | | | | | |
| Zona urbana | | | | | |
| Geografía | | | | | |
| Quebradas | | | | | |
| Pendiente menor que 45° | | | | | |
| Pendiente mayor que 45° | | | | | |
| Altitud 0 - 1000 m | | | | | |
| Altitud 1000 - 2000 m | | | | | |
| Altitud 2000 - 3000 m | | | | | |
| Altitud mayor que 3000 m | | | | | |
| Otros (anotar y definir cualquier otra categoría o subcategoría de atributos que puedan ser importantes) | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |