

Integridad del paisaje y riesgos de degradación del hábitat del jaguar (*Panthera onca*) en áreas ganaderas de las tierras bajas de Santa Cruz, Bolivia

Landscape integrity and risks of jaguar (*Panthera onca*) habitat degradation in cattle ranching areas of lowland Santa Cruz, Bolivia

Oswaldo Maillard ^{1*}, Sixto Angulo ¹, Roberto Vides-Almonacid ¹, Damián Rumiz ^{2,3}, Peter Vogt ⁴, Octavio Monroy-Vilchis ⁵, Hermes Justiniano ¹, Huáscar Azurduy ¹, Roger Coronado ¹, Claudia Venegas ^{2,6}, Rosa Leny Cuellar ¹ & Rossy Montaña ¹

¹Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano (FCBC). Av. Ibérica calle 6 Oeste 95, esq. Puerto Busch, Barrio Las Palmas, Santa Cruz, Bolivia.

²Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Av. Irala 565, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.

³Fundación Simón I. Patiño, Independencia 89 esq. Suárez de Figueroa, Santa Cruz, Bolivia.

⁴European Commission, Joint Research Centre, Via E. Fermi 2749, I-21027 Ispra, VA, Italia.

⁵Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas, Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Literario 100, Col. Centro, C.P. 50000, Toluca, México.

⁶Gobernación de Santa Cruz, Bolivia. Av. Francisco Mora y 3er anillo interno. Santa Cruz, Bolivia.

*Autor de correspondencia: omailard@fcbc.org.bo

Resumen

La pérdida y la fragmentación de hábitats son las principales amenazas para el jaguar. En este análisis, presentamos una evaluación de la integridad del paisaje y riesgos de degradación del hábitat del jaguar en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz, con énfasis en propiedades ganaderas. Identificamos la fragmentación de la cobertura natural y la conectividad estructural para los años 1986, 2010 y 2016. Estimamos la distribución del hábitat del jaguar y una proyección de su reducción hasta el año 2046. Cuantificamos la degradación del hábitat mapeando las quemaduras de pastizales e incendios forestales en el período 2001-2019. Identificamos corredores de hábitat entre las áreas protegidas en base a las rutas de menor costo de movimiento y revisamos los límites de las UCJ (Unidades de Conservación del Jaguar) de Santa Cruz propuestas en 2007. Encontramos que la fragmentación del hábitat a escala de propiedades aumentó en algunas áreas y una reducción en otras, en tanto que, en la conectividad estructural, la pérdida del bosque se registró principalmente en el sector Chaco Noroccidental y el área no boscosa en el sector Chiquitano Central. Estimamos que el hábitat del jaguar para todo el departamento es de 26.3 MM ha, con una proyección de reducción a 13.7 MM ha para el año 2046. Las propiedades ganaderas con mayor concentración del hábitat se localizan en el Chiquitano Central (1,4 MM ha). En 19 años el fuego afectó el 42% del hábitat principalmente en 2004, 2007, 2010 y 2019. Proponemos siete UCJ en distintos sectores biogeográficos para el departamento. Identificamos además 39 conectores de 5.8 MM ha entre las áreas protegidas, los cuales consistieron en gran parte (68.9%) en hábitat potencial del jaguar e involucran 5.696 propiedades ganaderas.

Palabras clave: Áreas protegidas, Conectividad, Conservación, Distribución, Fragmentación.

Abstract

Habitat loss and fragmentation are the main threats to the jaguar. In this analysis, we present an assessment of the integrity of the landscape and the risks of habitat degradation in the lowlands of the department of Santa Cruz, with an emphasis on cattle ranching properties. We identified the fragmentation of natural cover and structural connectivity for the years 1986, 2010 and 2016. We estimated the distribution of the jaguar habitat and a projection of its reduction until 2046. Habitat degradation was quantified by mapping the occurrence of grassland burns and forest fires in the period 2001-2019. We identified habitat corridors among protected areas based on the least-cost movement routes and reviewed the limits of Santa Cruz' JCU's (Jaguar Conservation Units) proposed in 2007. We found that habitat fragmentation at the property scale increased in some areas and decreased in others, while structural connectivity decreased mainly due to forest loss in the Northwestern Chaco sector and to conversion of non-forested areas in the Central Chiquitano sector. We estimated that the habitat of the jaguar for the entire department is 26.3 MM ha, with a projected reduction to 13.7 MM ha by the year 2046. The cattle ranches with the highest concentration of habitat are located in Chiquitano Central (1.4 MM ha). In 19 years, fire affected 42% of the habitat mainly in 2004, 2007, 2010 and 2019. We propose seven JCUs in different biogeographical sectors for the department. We also identified 39 connectors of 5.8 MM ha between protected areas, consisting mainly of potential jaguar habitat (68.9%) and involving 5,696 cattle properties.

Key words: Connectivity, Conservation, Distribution, Fragmentation, Protected areas.

Introducción

El jaguar (*Panthera onca*) es el depredador terrestre más grande de los bosques Neotropicales (Redford & Robinson 2002), por lo que su presencia puede influir en la estructura y función de estos ecosistemas (Ripple *et al.* 2014). Aunque esta especie se encuentra en una variedad de hábitats (Sanderson *et al.* 2002) con diferentes niveles de perturbación humana (Jędrzejewski *et al.* 2018), se estima que durante los últimos 100 años, más de la mitad del rango de distribución global del jaguar se ha reducido (De la Torre *et al.* 2018). Recientemente, dos estudios evaluaron la distribución y estado poblacional desde México hasta Argentina. Jędrzejewski *et al.* (2018) estimaron 173 mil individuos distribuidos en al menos 9 MM km², en tanto que De la Torre *et al.* (2018), estimaron casi 64 mil individuos distribuidos en 33 subpoblaciones en una superficie de 8.4 MM km². Aunque estas estimaciones parecen mostrar una población saludable, el panorama es incierto y preocupante debido a las tendencias de la pérdida de la cobertura natural en su rango de distribución (Song *et al.* 2018).

En Bolivia, la población del jaguar en el país declinó considerablemente, pasando de habitar aproximadamente 75% del país a poco menos del 50%, debido principalmente al avance de la frontera agrícola y ganadera, cacería directa y reducción poblacional de sus presas (Maffei *et al.* 2010). Ayala & Wallace (2009) sostienen que la deforestación y la fragmentación de hábitats son las principales amenazas. A esto se suman el conflicto por ataques de jaguar al ganado bovino en áreas de ganadería extensiva que provocan la cacería persecutoria por los ganaderos (Wallace *et al.* 2010, Negrões *et al.* 2016), y el nuevo incentivo para la cacería que es el tráfico de sus partes (cráneos, garras, colmillos) a países orientales (Nuñez & Aliaga-Rossel 2017, Fraser 2018).

El jaguar requiere de grandes extensiones para el desarrollo y mantenimiento de poblaciones mínimas viables, por lo que es necesario monitorear permanentemente su hábitat. Se han propuesto 75 UCJ (Unidades de Conservación de Jaguar) en su área de distribución (Sanderson *et al.* 2002, Zeller 2007). Rabinowitz & Zeller (2010) identificaron que 182 corredores potenciales interconectan a las poblaciones de estas UCJ. Sin embargo, su extensión y densidad varían según el tiempo y escala geográfica, por ejemplo en México, los corredores suman poca área pero son más numerosos y variados (Rodríguez-Soto *et al.* 2011, 2013, Zarco-González *et al.* 2013). Thompson & Velilla (2017), estudiaron la conectividad entre poblaciones en el sur del continente (Argentina, Bolivia, Brasil y Paraguay), e identificaron una disminución del 27% entre vínculos de dispersión en los años 2000 y 2014, provocando la pérdida de conectividad directa entre las UCJ e identificando

algunas poblaciones que quedaron aisladas por el aumento de la deforestación.

Con base en los criterios de la UICN se determinó que una subpoblación que llega a Bolivia, la de la Amazonia (De la Torre *et al.* 2018), se encuentra en categoría de Menor Riesgo, sin embargo, en ese estudio no se evaluó la tasa de pérdida del hábitat. A una escala ecorregional (región chaqueña de Paraguay, Argentina y Bolivia), se ha reportado una disminución en la distribución del jaguar, 33% entre 1985 y 2013, debido principalmente a la cacería (Romero-Muñoz *et al.* 2018). Mientras que a una escala nacional, un análisis de los patrones de fragmentación y conectividad del hábitat de esta especie del área central-este de Bolivia (periodo 1976-2005), determinó que la cantidad de vegetación natural disminuyó en más del 40% para el 2005, lo que ocasionó un proceso acelerado de fragmentación, provocando que la conectividad del hábitat del jaguar disminuya en un 20% (Zemanova *et al.* 2017). En un estudio anterior se modeló la distribución a una escala local en la región de las serranías Chiquitanas, Santa Cruz (Bolivia), identificándose una pérdida del hábitat potencial del 20% en 30 años (1986-2016) y estimó que en los próximos 30 años (2016-2046) se perdería un 31% adicional (Maillard *et al.* 2018). Bajo este escenario de acelerada pérdida de hábitat, es que urge la necesidad de identificar en Bolivia las áreas con hábitat favorable para realizar acciones de conservación, así como las áreas potenciales de conectividad.

En el presente estudio exponemos una evaluación de la integridad del paisaje y de degradación del hábitat del jaguar en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz. Nuestros objetivos fueron: a) evaluar el cambio en la cobertura natural de vegetación en el pasado (1986-2016) y modelar el cambio hacia el futuro (2046); b) evaluar la fragmentación del hábitat del jaguar, principalmente en propiedades de uso ganadero; c) actualizar las unidades de conservación del jaguar; d) identificar corredores de movimiento y su riesgo de degradación entre sitios productivos y áreas protegidas.

Área de estudio

El área de estudio comprende el departamento de Santa Cruz, Bolivia. Este departamento comprende 370.621 km² y se encuentra ubicado entre la latitud 13°40'–20°20'S y la longitud 57°30'–64°40'W (Fig. 1). La región presenta una llanura plana a ondulada con serranías bajas dispersas menores a 1.250 m, en el oeste (región andina), las elevaciones llegan hasta aproximadamente los 3.100 m. En cuanto a la tenencia de la tierra, se reconocen legalmente seis tipos de propiedades: Tierras Comunitarias de Origen (TCO), Propiedad Comunitaria, Solar Campesino, Pequeña Propiedad, Mediana Propiedad y Empresa Agropecuaria (Colque *et al.* 2016).

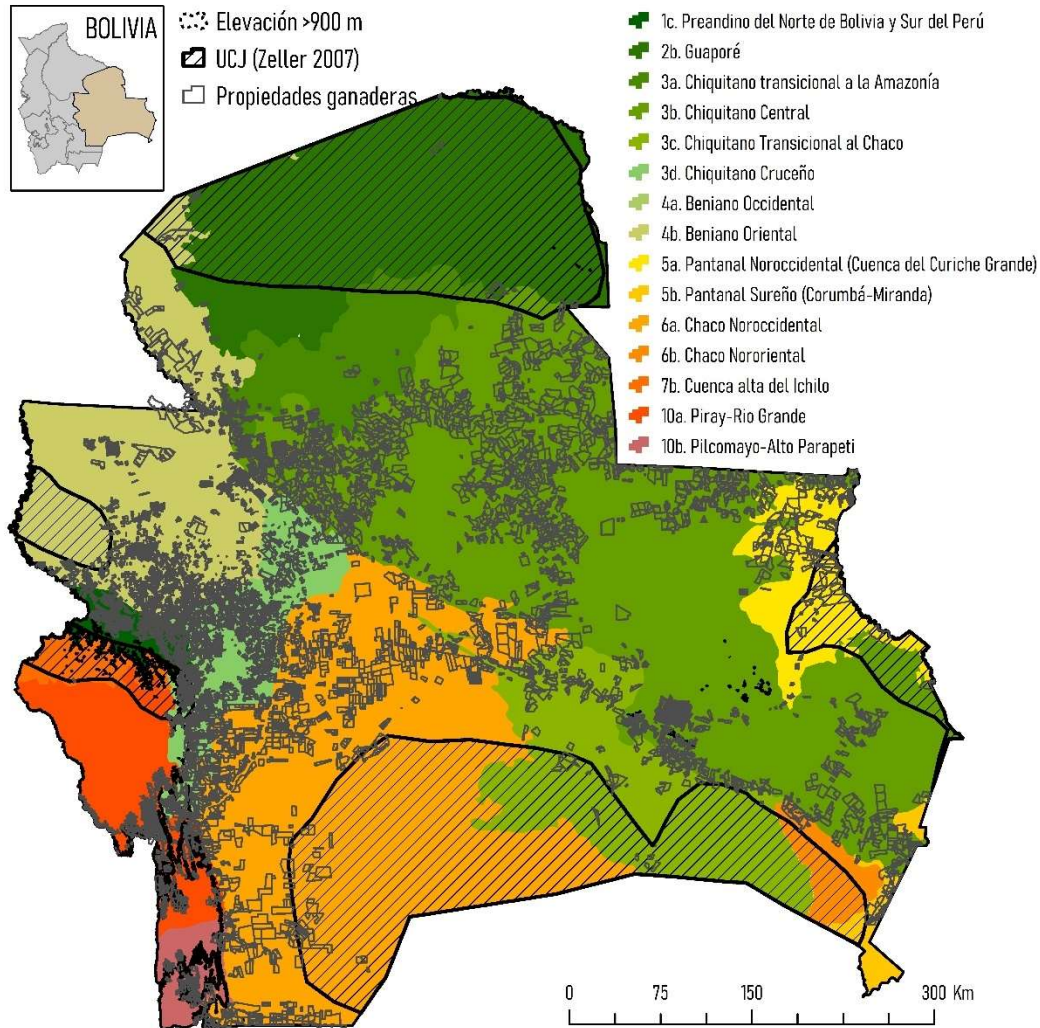


Figura 1. Propiedades ganaderas de acuerdo al INRA y sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009), en relación a las unidades de conservación del jaguar de Zeller (2007) y el límite altitudinal de 900 m.

Métodos

Recopilación y sistematización de la geodatabase

Para los análisis de modelación y la delimitación de umbral de elevación utilizamos un DEM (Modelo Digital de Elevación) a 30 m de resolución, elaborado con escenas del sensor Aster GDEM versión 2 (<https://ssl.jspacesystems.or.jp/ersdac/GDEM/E/4.html>), el cual fue cortado con el límite del departamento de Santa Cruz con base en la información cartográfica proporcionada por GeoBolivia (<https://geo.gob.bo>). Se obtuvo un mapa biogeográfico (regiones, provincias y sectores) a escala de 1:7.000.000 (Centro Digital de Recursos Naturales de Bolivia, <http://cdrnbolivia.org/>; Navarro & Ferreira 2009). Los límites de las áreas protegidas se obtuvieron del Servicio Nacional de Áreas Protegidas a escala 1:1.000.000. Las áreas protegidas de carácter indígena, departamental y municipal fueron proporcionadas por la Dirección de Conservación del Patrimonio Natural de la Gobernación de Santa Cruz. Para

la modelación de la distribución del jaguar, se compilaron los puntos de registros de las bases de datos de Wallace *et al.* (2013), base de Zeller (2007) desde el DataBasin y del Centro Geoespacial para la Biodiversidad de Bolivia (<http://www.museoelkempff.org/cgb>). Los polígonos de las UCJ propuestos por Zeller (2007) fueron descargados desde el portal de DataBasin (<https://databasin.org>, Fig. 1). Para delimitar la tenencia de la tierra, se utilizó el mapa de tierras tituladas del Instituto de Reforma Agraria del año 2016, en formato de forma en una escala de 1:1.000.000 (Fig. 1).

Cantidad y superficie de propiedades de uso ganadero

En cuanto a la distribución de las propiedades ganaderas en tierras bajas del departamento, la mayoría se localiza en el sector biogeográfico chiquitano cruceño (6.805 propiedades), seguido por el beniano oriental (5.128), chiquitano central (4.738), preandino del N de Bolivia y sur del Perú (3.660) y Chaco noroccidental (2.486) (Fig. 1, Tabla 1). La superficie total de propiedades con uso

ganadero en tierras bajas de Santa Cruz, era de 5.9 MM ha hasta el año 2016, lo que representa el 16% del total del departamento. La mayor superficie de estas propiedades se encuentra en los sectores chiquitano central (2.5 MM ha) y Chaco noroccidental (1.3 MM ha) (Tabla 1). Proporcionalmente al sector biogeográfico, el área ocupada

por propiedades ganaderas es mayor en el sector Chiquitano cruceño (33.6%), seguido por Preandino del norte de Bolivia y Sur del Perú (27.1%), chiquitano central (24.1%), Pantanal noroccidental (Cuenca del Curiche Grande) (22.9%), en tanto que el resto presenta menor proporción (Tabla 1).

Tabla 1. Cantidad de propiedades (N) con uso de ganadería de acuerdo al INRA, proporción (%) en relación a la superficie total de los sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009). Valores de la superficie total de las propiedades, rangos y promedios son presentados en ha.

Sector biogeográfico	N	%	Superficie total	Rango	Promedio
Preandino del norte de Bolivia y sur del Perú	3.660	27.1	104.698	0-1.248	28,6
Guaporé	21	0.5	23.651	3-9.643	1.126
Chiquitano transicional a la Amazonia	395	5.5	76.643	0-12.186	194
Chiquitano central	4.738	24.1	2.524.892	1-17.279	533
Chiquitano transicional al Chaco	426	7.3	212.488	0-6.812	498
Chiquitano cruceño	6.805	33.6	510.606	0-4.905	75
Beniano oriental	5.128	13.7	508.056	0-14.754	99
Pantanal noroccidental	233	22.9	259.361	0-17.039	1.113
Pantanal sureño	60	18.7	50.135	0-5.031	836
Chaco noroccidental	2.486	18	1.370.068	0-5.030	551
Chaco nororiental	35	5.4	22.209	0-4.183	635
Piray-Rio Grande	861	11.1	164.854	0-5.617	191
Pilcomayo-Alto Parapeti	348	1.3	55.553	0-3.631	160

Análisis multitemporal de cambios en la cobertura natural

Se creó un mosaico de la cobertura terrestre con base en la clasificación de 27 imágenes satelitales del sensor TM de los años 1986 y 2010 (Landsat 5) y 27 del sensor OLI del 2016 (Landsat 8), ambas con resolución espacial de 30m. Estas imágenes satelitales fueron descargadas desde el portal de internet del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos, <https://earthexplorer.usgs.gov>), con una cobertura nubosa menor al 10%. Las escenas fueron procesadas y clasificadas a través de una combinación de metodologías, programas y herramientas, con ayuda del TerrSet 18.31 (Eastman 2015), IMPACT Toolbox 3.3 (Simonetti *et al.* 2015) y CLASlite 3.3 (Asner *et al.* 2009). En el TerrSet se utilizó la técnica supervisada de SOM (Mapas Auto-Organizados) de redes neurales artificiales, donde se asignaron como mínimo 100 áreas de entrenamiento, capa neuronal 17x17, usándose las siete bandas y un NDVI (Índice Diferencial de Vegetación Normalizado). En el IMPACT Toolbox se empleó la técnica no supervisada K-means, donde se asignaron 20 grupos (clusters) con un umbral de 10 interacciones. En CLASlite se utilizó el valor estándar de $PV \geq 80$ y $S < 20$ en el árbol de decisión simple y se mantuvieron los valores por defecto en las opciones de enmascaramiento.

Los resultados de la clasificación de las imágenes de satélite fueron evaluados, agrupados y reclasificados con ayuda del programa ArcMap 10.5. Debido a que existió confusión en la clasificación de ciertas áreas antrópicas (áreas urbanas, cultivos, áreas de ganadería, caminos), se realizó una revisión y fueron digitalizadas en pantalla ArcMap. Finalmente, se obtuvieron cuatro clases de coberturas terrestres (bosque, no bosque, antrópico, cuerpos de agua).

La proyección de la transformación a futuro hasta el año 2046, fue modelada mediante un análisis de cambio entre 1986 y 2016. La predicción se realizó a través del módulo Modelador de Cambios Terrestres (LCM, Land Change Modeler, Eastman 2015). Se consideraron siete variables de factores geofísicos (elevación y pendiente), socioeconómicos (permiso de uso y tenencia de la tierra) y las distancias a vías de acceso, centros poblados, ríos secundarios y áreas antrópicas. La elevación se basó en el mosaico Aster GDEM y a partir de este DEM se construyó un mapa de pendiente en grados. En las variables socioeconómicas, se creó un mapa categórico de permiso y tenencia de la tierra usando los mapas de concesiones mineras, planes de desmonte, áreas de asentamiento no legales, tierras fiscales o en proceso, propiedades privadas, concesiones forestales, planes de manejo forestal, tierras comunitarias de origen, áreas protegidas y cuerpos de agua.

Para esta variable se asignaron valores de restricción de 0 a 1. Entre otras variables socioeconómicas, se consideraron las distancias a vías camineras, ríos secundarios y áreas antrópicas, tanto como para el año 1986 como para el 2016. Los mapas de distancias fueron calculados con la herramienta Cost (cost grow), con una distancia máxima de crecimiento de tipo infinito y se usó el área de referencia como superficie de fricción. Las variables fueron testeadas con el índice estadístico de Cramer'sVentre que integra el LCM, para evaluar el valor potencial explicativo (Eastman 2015). Las variables fueron procesadas en el submodelo de transición potencial usando el Perceptrón de Multicapas (MLP, Multi-Layer Perceptron), en sus valores normales por defecto (Eastman *et al.* 2005). En el módulo de predicción de cambios se asignó una proyección hasta 2046 en la cadena de Markov. Se empleó además el desarrollo dinámico aleatorio de caminos y la ruta potencial de transición más alta.

Fragmentación de la cobertura natural

Para cuantificar la fragmentación utilizamos la herramienta de Fragmentación Hipsométrica del programa GuidosToolbox 2.8 (<https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/lpa/gtb/>). Este índice de fragmentación tiene su valor normalizado en el rango de 0 a 100%. Mientras más cercano al 100% se evidencia que el paisaje está más fragmentado. Se obtuvieron curvas hipsométricas normalizadas para las áreas boscosas y no boscosas para imágenes de primer plano y segundo plano. La curva hipsométrica es una descripción resumida del histograma de distancia euclidiana (Kozak *et al.* 2018). Los resultados del índice presentado se basan en imágenes de primer plano (fg_{frag}). Además, se realizó un análisis de la fragmentación (Riitters *et al.* 2002, 2012) de la cobertura boscosa por medio de la herramienta Escala de Observación Fija (FOS) en GuidosToolbox. FOS calcula la densidad del área boscosa de primer plano, equivalente a la metodología de la densidad del área forestal (FAD), pero a una escala de observación seleccionada por el usuario (Vogt 2019). En este estudio, la escala de observación de la resolución de píxeles fue de 30 m y la longitud del borde de la ventana móvil cuadrada fue de 105×105 píxeles ($\sim 10 \text{ km}^2$). FOS agrupa el resultado en seis clases de fragmentación desde altamente fragmentadas hasta totalmente intactas: rara ($FOS < 10\%$), irregular ($10\% \leq FOS < 40\%$), transicional ($40\% \leq FOS < 60\%$), dominante ($60\% \leq FOS < 90\%$), interior ($90\% \leq FOS < 100\%$), intacta ($FOS = 100\%$). La clase intacta considera los bosques sin ningún tipo de fragmentación.

Conectividad estructural de la cobertura natural

La conectividad estructural describe las relaciones físicas entre parches de hábitat ignorando la respuesta conductual de los organismos a estructura del paisaje (Kadoya 2009). En este estudio, para el análisis de conectividad estructural,

utilizamos el MSPA (Análisis de Patrones Espaciales Morfológicos, Soille & Vogt 2009), una técnica de segmentación implementada en GuidosToolbox (Vogt & Riitters 2017). La imagen de entrada es la misma que en Fragmentación Hipsométrica. MSPA segmenta la máscara de primer plano en siete categorías de patrones mutuamente excluyentes: núcleo, borde, perforación, puente, lazo, relicto y rama. En el análisis con MSPA se consideró el efecto de borde de 30 m. Los resultados del índice presentado se basan en imágenes de primer plano.

Modelación de distribución del jaguar

Para estimar la distribución geográfica del jaguar en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz, realizamos una predicción del nicho utilizando MaxEnt 3.4.1k (Phillips *et al.* 2006), un software que implementa un algoritmo de máxima entropía. Se usaron 364 registros del jaguar para el departamento y áreas circundantes en un radio de *ca.* 100 km, los cuales proceden de la base de datos compilada para los años 1990-2010 por Wallace *et al.* (2013), Zeller (2007) y del Centro Geoespacial para la Biodiversidad de Bolivia, que incluyen datos de observaciones directas (observaciones visuales, trampas cámaras) e indirectas (huellas, reportes de ataques a ganado). Los datos de Wallace *et al.* (2013) solo consideraron registros de confiabilidad alta y media. Además, se adicionaron 14 registros de trampas cámara, huellas o ataques a ganado colectados por los autores (OM, SA, RC) para algunos sitios del bosque chiquitano en el período 2018-2019. Las variables usadas fueron el DEM AsterGDEM, pendiente (grados), temperatura y precipitación media anual en base a WorldClim (<https://www.worldclim.org/>), cobertura boscosa y no boscosa en base al área núcleo de MSPA, distancia euclidiana a áreas urbanas, distancia euclidiana a las áreas agropecuarias en base a datos de la ABT (<http://geoabt.bolivia.bo/>), distancia euclidiana a caminos categorizados (primarios y secundarios) en base a OpenStreetMap, distancia euclidiana a cuerpos de agua. Se utilizó un bootstrap de 1.000 repeticiones con el 20% de los datos como muestras de entrenamiento para crear un mapa de la probabilidad de ocurrencia de jaguar en una escala logística. Los resultados generados por MaxEnt fueron evaluados en base al área debajo de la curva ROC (AUC) y pruebas Jackknife para medir el efecto de cada variable utilizada. El valor de entrenamiento AUC fue de 0.830 y 0.735 en la evaluación AUC, respectivamente. En cuanto a la prueba Jackknife, la variable de distancia a las áreas agropecuarias (42%), distancia euclidiana a áreas urbanas (32.9%) y distancia a caminos (9.1%), presentaron los porcentajes más altos de contribución. Para evitar una sobreestimación de la distribución, se definió un umbral de corte por encima del valor promedio de 0,014 del resultado del raster continuo generado por MaxEnt, usando como referencia los registros de presencia de esta

especie. Posteriormente se realizó una reclasificación a un raster discreto, obteniéndose el de hábitat potencial. Para determinar la pérdida del hábitat del jaguar hasta el año 2046, se realizó una sobreposición de los resultados de MaxEnt con los obtenidos en el LCM para el mapa de cobertura natural.

Áreas quemadas

Para determinar el riesgo de degradación por las quemadas e incendios forestales, se utilizó el producto mensual MCD64A1 ver. 6 de la combinación de Terra y Aqua (MODIS), con una resolución espacial de 500 m (<https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd64a1v006>) en una serie temporal desde 2001 hasta 2019 (octubre), descargado a través de un script desarrollado para GEE (Google Earth Engine). Posteriormente se realizó una superposición del raster de las áreas quemadas con el resultado obtenido para el hábitat potencial de la especie y se cuantificó la superficie por año y la repetitividad quemadas/año.

Conectividad de las poblaciones de jaguar

Identificamos corredores entre áreas protegidas utilizando la herramienta Gnarly Landscape Utilities 0.1.9 para ArcGis (<https://circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities>) para crear una cuadrícula raster de resistencia del paisaje basada en la robustez y la idoneidad del hábitat (McRae *et al.* 2013). Las variables usadas fueron el DEM categorizada en nueve rangos de 500 m, pendiente en cuatro rangos (0-25°, 25-45°, 45°-75°, >75°), cobertura terrestre (bosque, no bosque, agua, antrópico, urbano) y red de caminos (primarios, secundarios, terciarios). Elaboramos el raster de resistencia asumiendo una mayor resistencia del paisaje con mayor robustez, asignando a cada variable valores entre 0 (sin resistencia) a 100 (máxima resistencia), en tanto que para el mapa de idoneidad del hábitat, se asignaron valores de 0 (menor idoneidad) a 1 (mayor idoneidad). La conectividad de las poblaciones del jaguar fue determinada con la herramienta Linkage Mapper 2.0.0 para ArcGis (<https://www.circuitscape.org/linkagemapper>), la cual determina los enlaces de menor costo de rutas de movimiento (cost weighted) entre las áreas núcleos (McRae & Kavanagh 2011), en este caso, las áreas protegidas. A los corredores identificados por Linkage Mapper se les asignó en ArcGis un área de amortiguamiento de 12 km a cada lado en base al tamaño promedio del rango de hogar de jaguar hembra (McBride & Thompson 2018).

Unidades de conservación del jaguar

Los resultados obtenidos del hábitat potencial del jaguar fueron vectorizados en ArcGis y se identificaron áreas continuas de hábitat potencial por encima de los 100 km², lo cual permitió realizar una revisión y actualización de las UCJ propuestas por Zeller (2007) para el departamento de Santa Cruz.

Análisis de las coberturas

Analizamos los cambios de la cobertura natural, fragmentación, conectividad estructural y hábitat potencial en relación a los 13 sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009) con el corte altitudinal de 900 m y la cartografía ganadera proporcionada por el Instituto de Reforma Agraria (INRA). La información del INRA fue considerada como parcial debido a que se continúa el proceso de saneamiento. Con los resultados de conectividad de las poblaciones de jaguar entre las áreas protegidas, se identificaron las propiedades ganaderas que representan los sitios de interés que podrían desarrollarse acciones de conservación.

Resultados

Cobertura natural en el departamento de Santa Cruz

Los resultados obtenidos de la clasificación de imágenes satelitales indican que en 1986 la superficie boscosa en Santa Cruz presentaba una extensión de 31.8 MM ha y se redujo en el 12.4% para el año 2016 (27.8 MM ha). En cuanto al área de cobertura natural no boscosa, para el año 2016 (3.5 MM ha) se redujo en 10.9% en relación a los valores calculados para el 1986 (3.9 MM ha). Esta reducción de cobertura natural se debe a un incremento de áreas de uso antrópico (principalmente agrícola, ganadero, urbano y apertura de caminos), que se extendieron dramáticamente de 0.9 MM ha en 1986 a 5.3 MM ha en el 2016. Si esta tendencia se mantiene para el año 2046, estimamos que el área antrópica en el departamento alcanzará aproximadamente 20 MM ha.

Fragmentación y conectividad de la cobertura natural en el departamento de Santa Cruz

El índice de fragmentación hipsométrica muestra a nivel departamental, que en áreas boscosas existe un incremento de la fragmentación de 1.4%, de $fg_{frag} = 93.8\%$ en 1986, $fg_{frag} = 94.3\%$ en 2010, a $fg_{frag} = 95\%$ en 2016. En áreas no boscosas, la fragmentación se redujo (1%), de $fg_{frag} = 89.7$ en 1986, $fg_{frag} = 89\%$ en 2010 a $fg_{frag} = 88.6$ en 2016. Esto, coincide también con el análisis de fragmentación FOS para el año 2016; la clase intacta (sin fragmentación) presenta el 38.9%, la interior (fragmentación muy baja) el 30.6% y dominante (fragmentación baja) con un 20.7%. Mientras que, en tierras bajas (<900 m), la clase intacta también con el 31.4% y dominante con el 19.5%. De acuerdo al análisis FOS, en el periodo 1986-2016 la clase intacta se redujo en un 7.9% (Fig. 2), mientras que sólo en tierras bajas se redujo en un 7.6%. Estos resultados indican un incremento en la fragmentación del paisaje.

La conectividad estructural de la cobertura boscosa en el área núcleo se redujo en 2.4% entre 1986 y 2016 (Fig. 3). El área del borde, relicto y rama, se incrementaron ligeramente; en tanto que el área de puente, perforación, y lazo se redujeron. En la cobertura no boscosa el área núcleo se redujo en un 1.2% entre 1986 y 2016, lo que representa

además en una reducción de 0.4 % de esta cobertura en relación a la superficie total de Santa Cruz (Fig. 3). En este caso, el área de borde, lazo, relicto y rama, se incrementaron ligeramente; mientras que perforación y puente se mantuvieron. En tanto que en las tierras bajas

(<900 m), la dinámica de cambio del área núcleo muestra una reducción para el área boscosa en un 15.3% y 12.8% en las áreas no boscosas para el mismo periodo (Fig. 3). Estos resultados indican que la conectividad de las áreas boscosas y no boscosas se están reduciendo

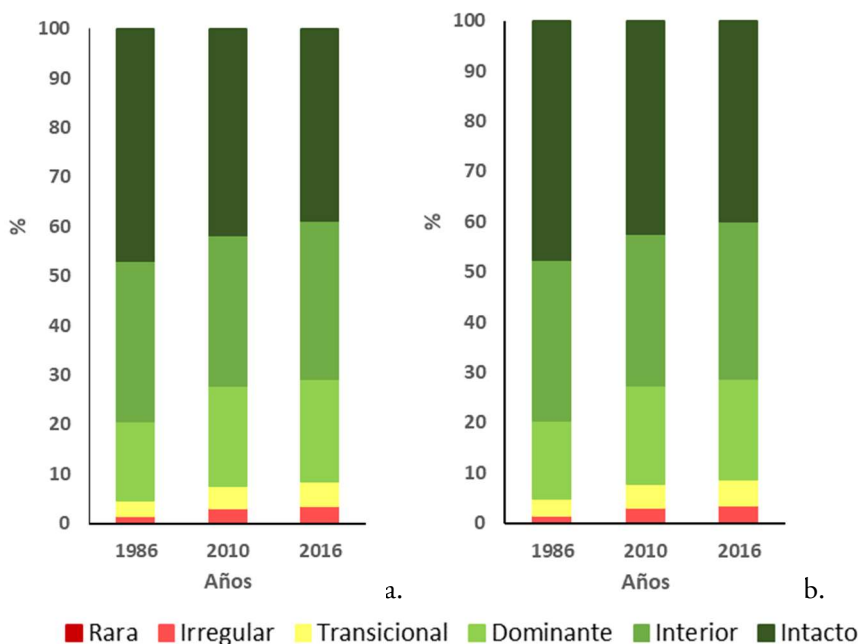


Figura 2. Fragmentación de la cobertura natural boscosa. a.) en todo el departamento de Santa Cruz en base al análisis FOS, para los años 1986, 2010 y 2016; en comparación a los porcentajes para el área boscosa y b. por debajo de los 900 m de altitud.

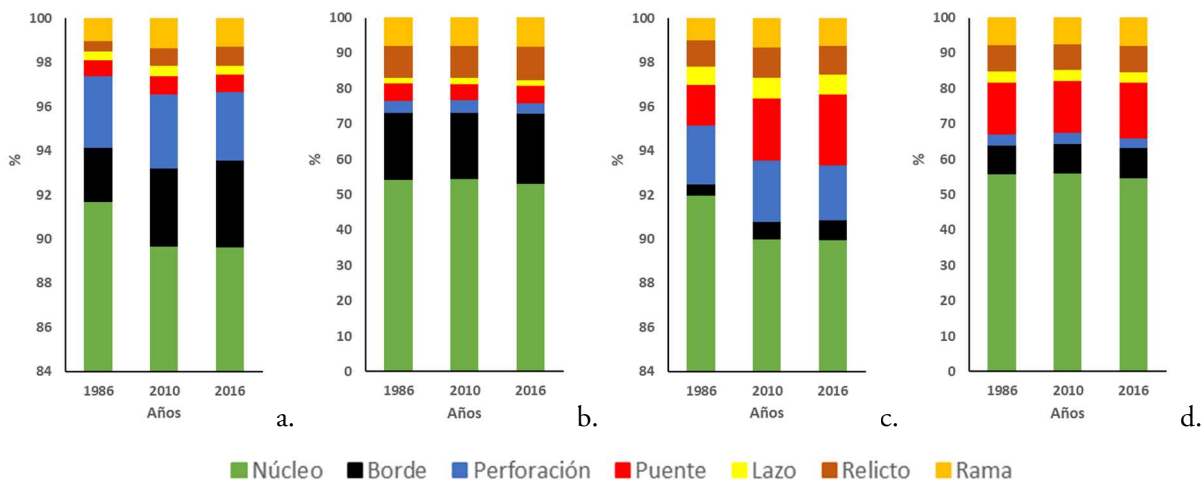


Figura 3. Conectividad estructural en base a MSPA de la cobertura natural boscosa. a. y no boscosa, b. en todo el departamento de Santa Cruz, para los años 1986, 2010 y 2016; en comparación a los porcentajes para el área boscosa, c. no boscosa y d. por debajo de los 900 m de altitud.

Fragmentación y conectividad en propiedades de uso ganadero

En la fragmentación hipsométrica en primer plano (fg_{frag}) para cobertura boscosa, se evidencia un incremento del índice para siete regiones, especialmente para el Chaco noroccidental (8%) y chiquitano cruceño (7%); mientras que, en las otras seis regiones, la fragmentación se redujo, especialmente en Preandino del norte de Bolivia y sur del

Perú (9.2%) (Tabla 2). Para el área no boscosa, los niveles de fragmentación aumentaron levemente en seis regiones, especialmente en el Chaco noroccidental (1.2%); pero disminuyó en los otros siete, con mayor proporción (6.2%) en el chiquitano transicional a la Amazonia y beniano oriental (Tabla 2). Los datos señalan que la fragmentación en general no fue homogénea en todas las propiedades de uso ganadero.

Entre los años 1986 y 2016, la clase núcleo se redujo notablemente en las propiedades de uso ganadero en las tierras bajas (Tabla 3). Para el área boscosa, los sectores biogeográficos donde se registraron las mayores pérdidas fueron Chaco noroccidental (-601.754 ha), chiquitano central (-410.008 ha), chiquitano cruceño (-169.560 ha) y

beniano oriental (-161.795 ha). En el área no boscosa, el chiquitano central (-99.221 ha) presentó una mayor reducción por el cambio de uso del suelo (Tabla 3). Estos resultados muestran una pérdida de la conectividad estructural a escala del paisaje.

Tabla 2. Cambios en el índice de fragmentación hipsométrica (%) en primer plano (fg_{frag}) para los años 1986 y 2016, en las tierras bajas para el departamento de Santa Cruz, en relación a la superficie total de los sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009). +/- = Diferencias entre 1986 y 2016 de bosque fg_{frag} y no bosque fg_{frag} son presentados en valores de %.

Sector biogeográfico	Bosque fg_{frag}			No bosque fg_{frag}		
	1986	2016	+/-	1986	2016	+/-
Preandino del norte de Bolivia y sur del Perú	90.5	81.3	-9.2	92.8	91.9	-0.9
Guaporé	82.3	83.7	1.4	64.8	65.4	0.7
Chiquitano transicional a la Amazonia	63.6	55.8	-7.8	77.6	71.4	-6.2
Chiquitano Central	88.7	88.5	-0.2	89.8	88.1	-1.7
Chiquitano transicional al Chaco	76.3	75.5	-0.8	96.3	95.3	-1.0
Chiquitano cruceño	76.0	83.0	7.0	90.0	88.3	-1.7
Beniano oriental	82.7	85.1	2.4	90.6	84.5	-6.2
Pantanal noroccidental	92.0	91.9	-0.2	88.3	86.8	-1.5
Pantanal sureño	70.2	72.0	1.8	84.6	85.0	0.4
Chaco noroccidental	74.6	82.6	8.0	92.5	93.7	1.2
Chaco nororiental	72.4	72.8	0.4	85.0	85.6	0.6
Piray-Rio Grande	77.7	81.8	4.1	90.1	90.6	0.6
Pilcomayo-Alto Parapeti	79.9	76.2	-3.7	94.0	94.4	0.4

Tabla 3. Cambios en la conectividad estructural en base a MSPA del área núcleo de la cobertura boscosa y no boscosa en propiedades con uso de ganadería, en las tierras bajas para el departamento de Santa Cruz, en relación a los sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009). +/- = Diferencia de la superficie (ha) entre 1986 y 2016.

Sector biogeográfico	Bosque						No bosque					
	1986		2010		2016		1986		2010		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Preandino del N de Bolivia y S del Perú	57.644	74.7	30.187	53.8	25.120	64.4	496	15.1	291	15.5	163	13.6
Guaporé	13.242	84.4	13.128	84.3	12.788	83.5	5.113	67.7	5.227	68.3	4.901	66.9
Chiquitano transicional a la Amazonia	70.241	96.5	54.364	90.1	45.742	87.4	1.391	49.4	1.023	46.4	929	50.1
Chiquitano central	1.618.112	84.6	1.355.147	80.8	1.208.104	78.8	345.194	58.7	310.764	57.6	245.973	53.5
Chiquitano transicional al Chaco	107.528	79.2	101.721	77.7	90.158	75.8	45.992	63.1	45.899	63.3	37.887	59.6
Chiquitano cruceño	315.533	86.7	204.588	77.6	145.973	75.6	15.823	51.7	13.384	53.2	6.197	45.7
Beniano oriental	327.172	83.0	212.236	76.4	165.377	80.2	12.040	24.5	6.900	26.6	4.956	28.8
Pantanal noroccidental	51.366	43.3	48.397	41.7	46.649	40.9	64.117	45.8	64.457	46.0	61.570	44.7
Pantanal sureño	24.035	70.4	23.882	70.1	22.830	68.9	7.768	48.6	7.757	48.6	7.539	48.1
Chaco noroccidental	1.230.118	95.5	789.948	86.6	628.364	85.2	17.954	44.1	15.881	43.9	14.614	43.2
Chaco nororiental	12.043	74.1	12.029	74.0	11.794	73.8	2.690	45.4	2.692	45.4	2.560	44.5
Piray-Rio Grande	150.223	95.0	137.318	92.9	131.761	91.9	683	17.7	484	14.8	462	14.8
Pilcomayo-Alto Parapeti	48.094	89.7	43.694	86.8	44.276	87.6	172	9.0	116	7.6	138	8.2

Hábitat potencial del jaguar en el departamento de Santa Cruz y propiedades de uso ganadero

El resultado obtenido de MaxEnt muestra que para el año 2016 la distribución potencial del jaguar en Santa Cruz se encontraba en una superficie de 26.3 MM ha (Fig. 4),

mientras que en las tierras bajas la superficie estimada es de 24.9 MM ha. El 92% de este total se concentra en áreas boscosas y el 8% en formaciones no boscosas. Con base en las tendencias de cambio de paisaje, se estima que para el año 2046 la distribución del jaguar se reducirá a 13.7 MM

ha (-12.6 MM ha) en todo el departamento y 12.4 MM ha (-12.5 MM ha) en tierras bajas (Fig. 4). El mayor impacto de pérdida del hábitat será principalmente en los sectores biogeográficos de Guaporé, beniano oriental, chiquitano central, Chaco nororiental, Pantanal noroccidental y Pantanal sureño.

Actualmente, las propiedades ganaderas que tienen mayor concentración del hábitat potencial del jaguar (Fig. 5) se localizan en los sectores biogeográficos del Chiquitano Central (1.4 MM ha) y el Chaco Noroccidental (0,6 MM ha). En relación al sector biogeográfico, las áreas mejor representadas se sitúan principalmente en Guaporé (73%), Chaco nororiental (64.7%), Pantanal sureño (60.2%), chiquitano transicional al Chaco (59.3%), chiquitano transicional a la Amazonia (57.8%), Chiquitano central (55.4%) y el resto con menor proporción.

Fragmentación del hábitat boscoso del jaguar

En base en al análisis de fragmentación FOS del hábitat potencial boscoso del jaguar, se determinó que para el departamento de Santa Cruz, el 18% está en la clase intacta (sin fragmentación), el 44% en interior (fragmentación muy baja) y el 34% en dominante (fragmentación baja). En los resultados para las tierras bajas el escenario cambia ya que la clase intacta se sitúa en 45%, 33% en interior y dominante con 17%.

Hábitat del jaguar degradado por las quemadas

Un total de 11.1 MM ha del hábitat (42%) han sido impactados en el período 2001-2019 por quemadas de pastizales e incendios forestales, principalmente en los años 2004 (1.9 MM ha), 2007 (1.6 MM ha), 2010 (2.4 MM ha) y 2019 (2.2 MM ha) (Fig. 6). En el análisis de la repetitividad quemadas/año, se evidencia que el 47% del hábitat del jaguar se quemó al menos una vez durante este período de estudio (Fig. 6), en tanto que el resto de las áreas presentaron menor repetitividad.

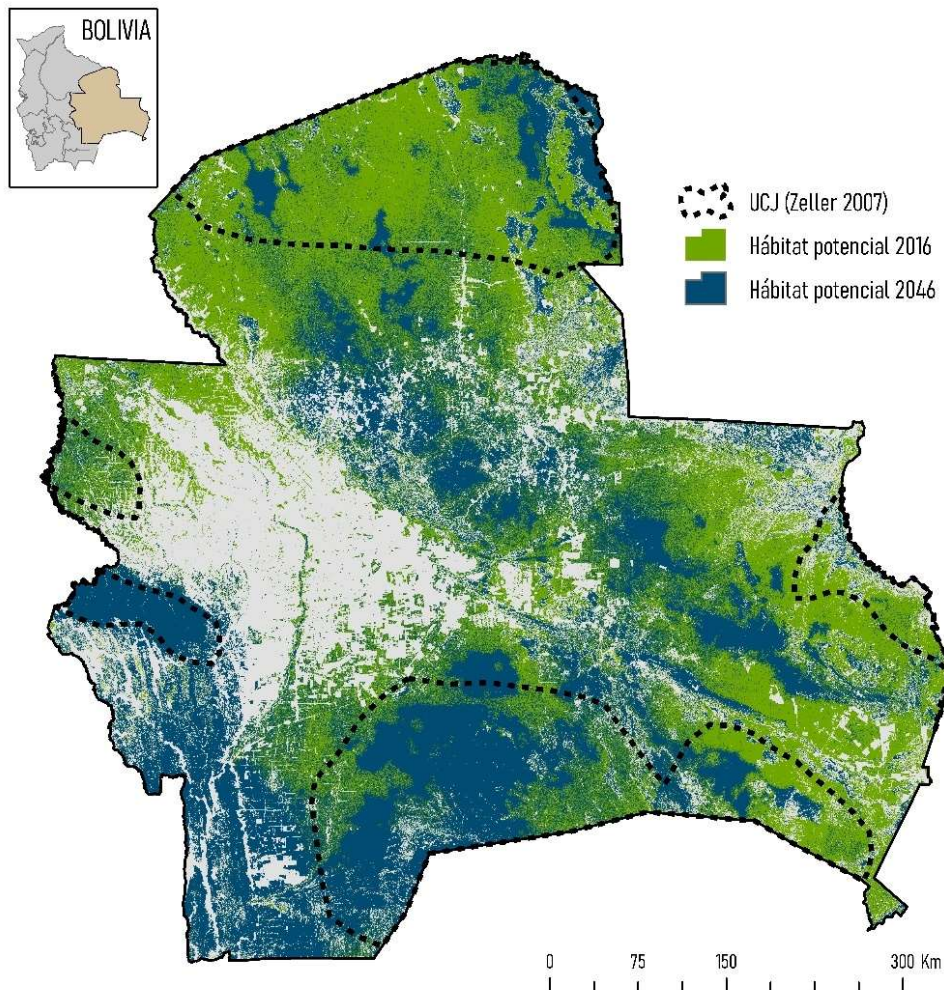


Figura 4. Distribución potencial del jaguar en el año 2016 y su reducción modelada para el 2046 en el departamento de Santa Cruz, en relación a las unidades de conservación del jaguar de Zeller (2007).

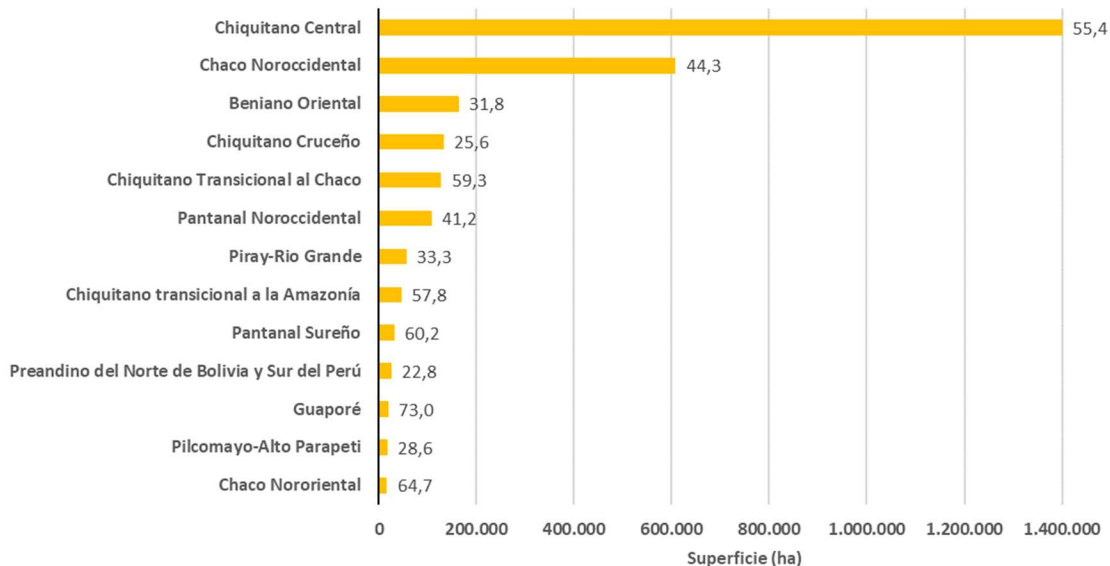


Figura 5. Superficie de la distribución del jaguar en el año 2016 en base a resultados de MaxEnt y su proporción (%) en propiedades ganaderas, en el departamento de Santa Cruz por debajo de los 900 m, en relación a los sectores biogeográficos propuestos por Navarro & Ferreira (2009).

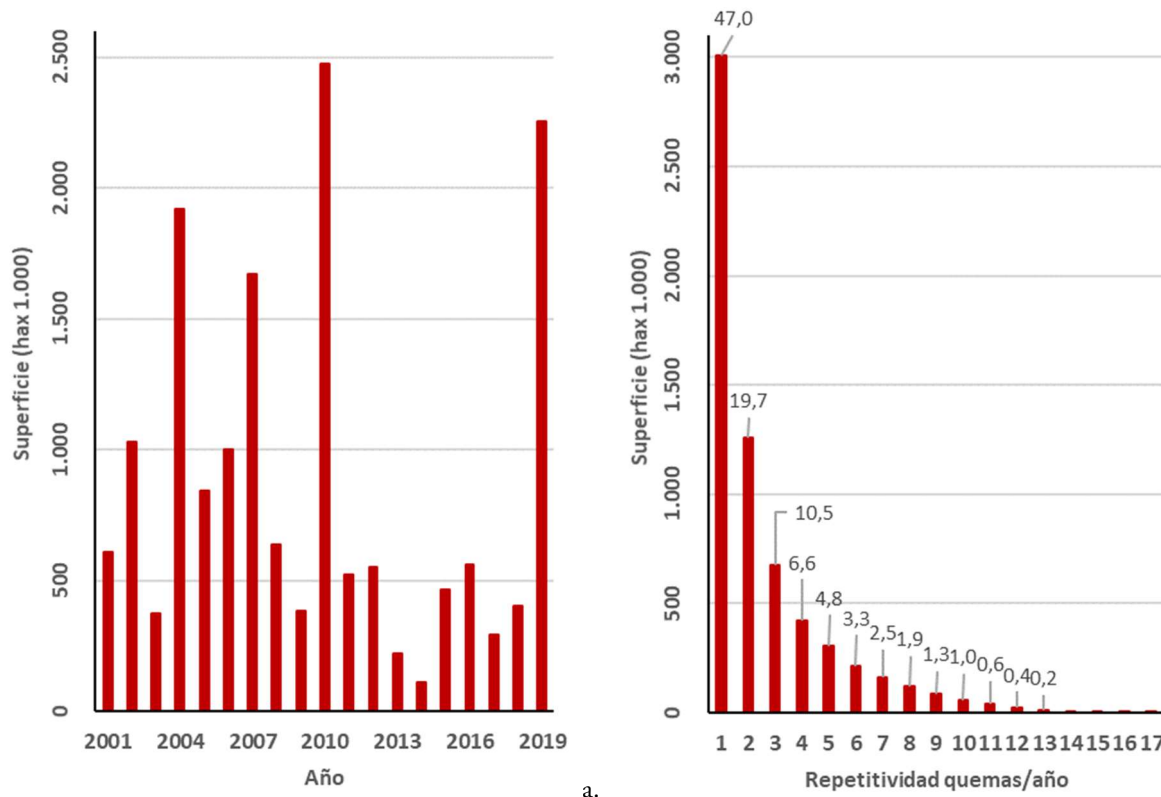


Figura 6. Hábitat del jaguar degradado por las quemas e incendios forestales (2001-2019) para el departamento de Santa Cruz. a. cada año (ha) y b. la repetitividad quemas/año (ha, %).

Unidades de conservación del jaguar (UCJ)

Para el departamento de Santa Cruz identificamos siete UCJ (Fig. 7) a las cuales se les ha designado los nombres de Amazonia (7.1 MM ha), Beni (0.9 MM ha), Chiquitania (6 MM ha), Yungas (0.5 MM ha), Tucumano-Boliviano (1 MM ha), Chaco (6.4 MM ha) y Pantanal (0.1 MM ha).

En las UCJ de Chaco y Chiquitania se sitúan la mayor cantidad de registros de esta especie (Fig. 7). En cuanto a las propiedades de uso ganadero en las UCJ se han identificado 830 para la Amazonia (307.938 ha), 557 para el Beni (45.790 ha), 1.806 para la Chiquitania (674.674 ha), 1.726 para los Yungas (17.580 ha), 7.706 para

Tucumano-Boliviano (225.456 ha), 941 en el Chaco (412.745 ha) y 71 en el Pantanal (34.269 ha).

Corredores potenciales para el jaguar

En el análisis de las áreas protegidas se identificaron 39 conectores que unen a las áreas protegidas nacionales, departamentales, municipales e indígenas (Fig. 8). El total de conectores presentó una longitud de 4.064 km, con un máximo de 529 km (promedio 104 km). Usando el área de

amortiguamiento de 12 km a cada lado de las rutas de movimiento, se estima un área de conectividad de 5.8 MM ha entre áreas protegidas, de los cuales el 68.9% representa el hábitat potencial del jaguar. En estos corredores se extienden a través de 5.696 propiedades ganaderas, que se sitúan en chiquitano central (59.5% de la superficie de corredores), Chaco noroccidental (17.6%), beniano oriental (10.3%), y el resto presentó una menor proporción.

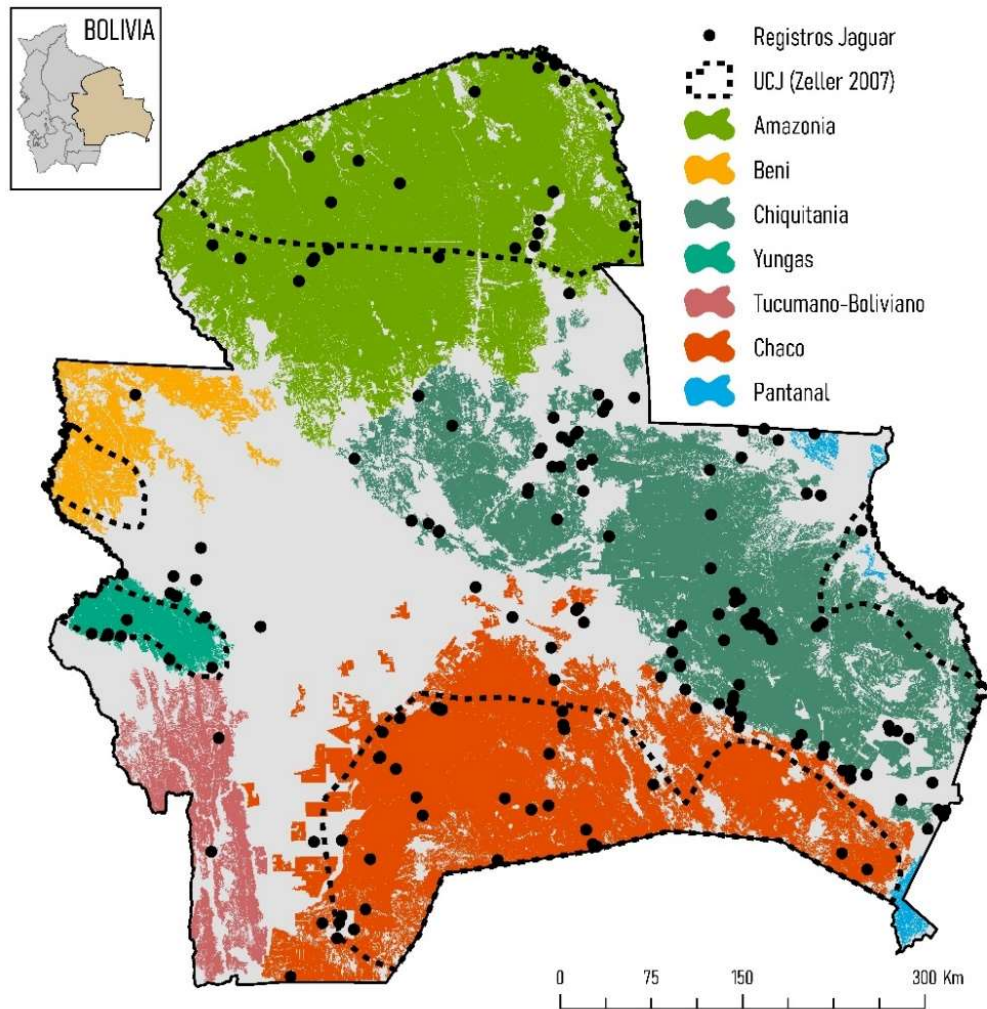


Figura 7. Unidades de conservación del jaguar (UCJ) propuestas para el departamento de Santa Cruz, en relación a Zeller (2007).

Discusión

En el departamento de Santa Cruz, la tasa de cambio de la cobertura del suelo ha sido alta entre 2000 y 2010 debido a la expansión de la ganadería intensiva con pastos cultivados causando más del 50% de la deforestación principalmente en la Chiquitania (Müller *et al.* 2014). Es probable que esta tendencia de cambio sea mayor debido al impulso de las políticas públicas de los años recientes (Romero-Muñoz *et al.* 2019). Una de las consecuencias de estos procesos de transformación del paisaje lo constituyen la fragmentación y pérdida de conectividad de los hábitats

naturales (Correa Ayram *et al.* 2017). La conectividad es un factor clave para la supervivencia a largo plazo de la vida silvestre en áreas fragmentadas y son instrumentos valiosos para su conservación (Hess & Fischer 2001, Hilty *et al.* 2006). El presente estudio muestra una reducción de fragmentación en algunos sectores biogeográficos pero el incremento en otros, así como también pérdida en áreas de conectividad a escala del paisaje. El jaguar demuestra una sensibilidad a la fragmentación del paisaje en regiones con una alta tasa de modificación de los ecosistemas naturales (Zeilhofer *et al.* 2014). La idoneidad del hábitat del jaguar

en paisajes parcialmente transformados, como es el caso de Mato Grosso (Brasil), podría mantenerse si se minimiza la fragmentación y se incrementa la conectividad (Zeilhofer *et al.* 2014). En el bosque Atlántico (Argentina, Brasil y Paraguay), el jaguar evita las áreas antropizadas y muestran mayor tendencia de ocupar sectores de cobertura boscosa continua y protegida (De Angelo *et al.* 2011). Aunque diversas áreas protegidas (nacional, departamental,

municipal e indígena) y reservas forestales en el área de estudio han permitido sostener la conectividad de la cobertura de vegetación natural en algunas zonas, los resultados comparativos entre 1986 y 2016 muestran una tendencia a la pérdida de la conectividad estructural y por lo tanto una potencial afectación a la viabilidad de las poblaciones de la especie.

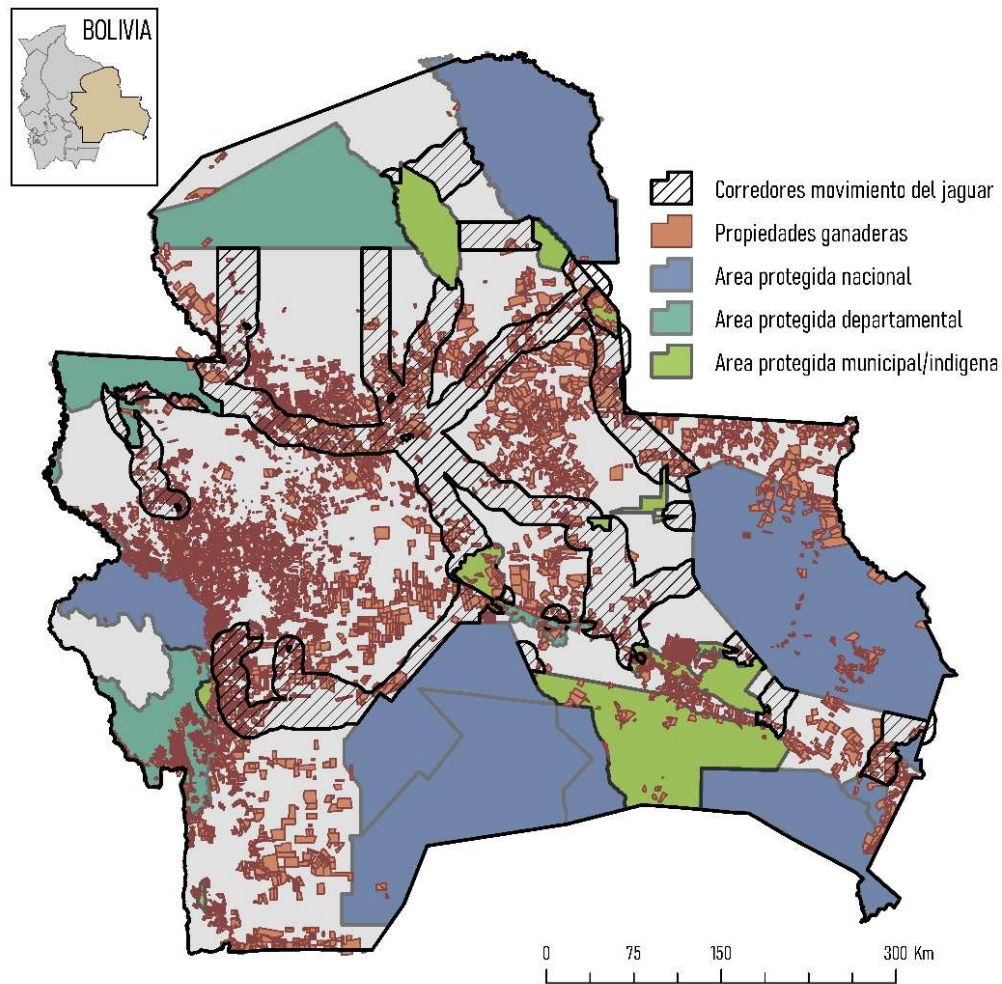


Figura 8. Corredores de menor costo de rutas de movimiento del jaguar entre áreas protegidas del departamento de Santa Cruz, en base a los resultados de Linkage Mapper para el año 2016.

La fragmentación puede alterar los patrones originales del flujo de genes y conducir a una diferenciación inducida por la deriva entre las poblaciones locales (Haag *et al.* 2010) y llevaría a consecuencias severas para la supervivencia de las poblaciones del jaguar, ya que los parches de su hábitat son cada vez más pequeños y distantes. Además, los bosques fragmentados son más vulnerables a sequías e incendios comparado con los bosques intactos, debido a que los primeros son propensos a la desecación (Laurance *et al.* 2000) y susceptibles a un mayor grado de combustión de la biomasa (Armenteras *et al.* 2013). En las tierras bajas de Santa Cruz, principalmente en la Chiquitania, las quemadas

e incendios forestales están asociados a la expansión de la frontera agrícola y ganadera, donde se evidencian diferentes niveles crecientes de fragmentación. En la Chiquitania se registró una alarmante concentración de incendios en 2010 asociado a la sequía (Devisscher *et al.* 2016, Maillard *et al.* 2019), fenómeno que se incrementó para el 2019 (Romero-Muñoz *et al.* 2019). El fuego puede tener un impacto negativo en el hábitat del jaguar, ya que puede alterar la dinámica de su población, así como la abundancia y riqueza de las especies presas (Abreu *et al.* 2004).

Los sitios de conectividad son cada vez más reducidos, haciendo que esta especie deba recorrer largas distancias y atravesar áreas donde existe actividad humana, causando depredación en el ganado, causando pérdidas económicas importantes para los ganaderos, como se lo ha reportado a lo largo de su área de distribución (p.e. Zarco-González *et al.* 2013). En el departamento de Santa Cruz, un reciente caso del impacto de la fragmentación se evidencia en un individuo silvestre registrado entre los años 2016 y 2018 en un parche de bosque menor a 6 km², ubicado en el área periurbana (15 km del centro) de la ciudad de Santa Cruz (Venegas *et al.* 2018).

En Bolivia se habían identificado siete UCJ (Zeller 2007), en tanto que Rabinowitz & Zeller (2010) propusieron corredores de movimiento entre éstas. Para el departamento de Santa Cruz se localizan cinco de las siete UCJ (Isibore-Secure, Carrasco/Amboro, Noel Kempff Mercado, Gran Chaco, Pantanal). Thompson & Velilla (2017) indican que debido a la deforestación se ha producido la pérdida de una de estas áreas de conectividad directa entre las poblaciones del suroeste de la Amazonia y Chiquitania (Noel Kempff) y con las del Gran Chaco. En este estudio se identificaron solo para Santa Cruz siete UCJ, las más extensas están en Amazonia, Chiquitania y Chaco. El área de la Chiquitania parece ser clave para la conectividad entre la Amazonia y el Chaco. El Chaco y los bosques transicionales Chaco-Chiquitania se han obtenido las densidades poblacionales más altas para el país (Wallace *et al.* 2010, Noss *et al.* 2012). En este sentido, en el área de estudio se han detectado 5.696 propiedades ganaderas situadas en los corredores de conectividad, principalmente entre Chiquitania, Chaco y llanura beniana.

No se tienen registros de presencia del jaguar en todas las estancias ganaderas en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz. La probabilidad de ocurrencia del jaguar depende tanto de las condiciones ambientales como de los impactos humanos (Jędrzejewski *et al.* 2018). Sin embargo, el jaguar es considerado como una especie que posee una gran elasticidad de comportamiento, para adaptarse a variadas condiciones ambientales a lo largo de su distribución (Rabinowitz & Nottingham 1986, Morato *et al.* 2018) ya que es una especie oportunista, por utilizar una amplia variedad de presas silvestres (Rabinowitz & Nottingham 1986, Emmons 1987, Ayala & Wallace 2009). En la Chiquitania y el Chaco, donde existen altas densidades y la mayor cantidad de registros en el departamento, se evidencia la necesidad de implementar estrategias de conservación de esta especie integrando a los ganaderos, debido tanto a la conflictividad felinos-ganado (Castaño-Urbe *et al.* 2016) como a la presencia territorial de las propiedades en sitios clave de conectividad.

La ganadería bovina tiene una alta importancia dentro de la actividad económica nacional, especialmente en el

departamento de Santa Cruz y son pocos los estudios que han sistematizado el conflicto de ganaderos con jaguares en Bolivia (p.ej., Negrões *et al.* 2016), por lo que se desconoce el impacto de estos felinos. De acuerdo a Morato *et al.* (2018), las áreas de alta densidad de ganado vacuno parecen atraer más a los jaguares machos y está documentado que incluso rasgos del paisaje pueden determinar la depredación de ganado por grandes felinos (Zarco-González *et al.* 2012).

Se ha sugerido que los bosques con certificación FSC son una oportunidad para la conservación de esta especie (Arispe *et al.* 2018), pero también lo podrían ser las áreas ganaderas. En este sentido, una estrategia para poder aplicar acciones de conservación considerando la conectividad en propiedades ganaderas, debe involucrar una primera etapa de análisis de la estructura del paisaje seguida de una zonificación a escala de propiedades, tal como el desarrollado para el Chaco de Paraguay por el programa Kaáguy Reta (Arano & De Egea 2014), en el cual se desarrollaron experiencias piloto y se diseñaron sistemas de monitoreo de la conectividad a diferentes escalas espaciales y temporales (Anívarro *et al.* 2013). Para la región donde se localiza el hábitat del jaguar y especialmente los corredores de conectividad en Santa Cruz, el instrumento a ser utilizado es el Plan de Ordenamiento Predial (POP). Los POP son unidades de análisis y gestión que determinan los usos definitivos de la tierra de acuerdo a sus capacidades de uso y vocación, los cuales pueden ser aplicados en las propiedades ganaderas, donde se identifiquen áreas de corredores de movimiento del jaguar a escala predial (p.ej. servidumbres ecológicas) lo cual aportaría a la conectividad a escala del paisaje.

Conclusiones

Las tendencias de crecimiento de la pérdida de la cobertura natural por las acciones antrópicas, sumado al incremento en los niveles de fragmentación y pérdida de conectividad estructural, principalmente en las áreas boscosas del departamento de Santa Cruz, son altamente preocupantes. Estas tendencias proyectan, una pérdida del hábitat potencial del jaguar en aproximadamente el 48% al año 2046.

A escala regional, la identificación y definición de éstas UCJ permite realizar una mejor planificación de acciones de conservación no considerada anteriormente, especialmente en el Chaco y Chiquitania, donde se ha registrado a esta especie. Todo esto debería estar respaldado y fundamentado en líneas de políticas públicas que asignen alguna figura legal de conservación tanto a las UCJ, como a los corredores de conectividad cuyo valor e importancia no solo se relacionan con el jaguar, sino con todo un complejo natural que requiere de medidas precautorias que permitan articular y mantener su funcionamiento. En la

práctica podrían ser usados como instrumentos de gestión dentro y fuera de áreas protegidas.

La pérdida de conectividad en propiedades ganaderas de las tierras bajas del departamento de Santa Cruz, ocurren mayormente en los sectores biogeográficos Chaco noroccidental, chiquitano central, chiquitano cruceño y beniano oriental. Si bien las propiedades que tienen una mayor concentración del hábitat se localizan en el chiquitano central, se requiere realizar también acciones conjuntas de conservación prioritaria en los otros sectores mencionados, para promover el buen manejo y reducir la depredación por el ganado. Esto permitirá mantener la conectividad de sitios productivos con las áreas protegidas, las UCJ y de esta manera asegurar la permanencia del hábitat del jaguar, para su supervivencia.

Agradecimientos

Este estudio ha sido desarrollado como parte de una serie de investigaciones del Observatorio del Bosque Seco Chiquitano de FCBC en el marco del proyecto ECCOS, financiado por la Unión Europea. A Ruth Anívarro y Paola Cuellar por toda la ayuda brindada. Andrea Markos asistió en la descarga y preparación de la cobertura de las cicatrices de fuego. Kathia Rivero apoyó con el acceso a los datos del Centro Geoespacial para la Biodiversidad de Bolivia. Julio Cesar Salinas aportó con comentarios sobre el uso de los POP como instrumentos para la conservación de la biodiversidad. Ximena Vélez-Liendo y un revisor anónimo realizaron importantes contribuciones al manuscrito.

Referencias

Abreu, K.C., P.L. Koproski, A.M. de; Kuczach, P.C. Camargo & T.G. Boscarato. 2004. Grandes felinos e o fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. *Floresta* 34 (2): 163–167.

Anívarro, R., M. Alarcón & R. Vides-A. 2013. Identificación de los corredores de conectividad prioritarios entre las áreas protegidas existentes en el Norte del Chaco paraguayo. Informe Técnico Final Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco y Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. Programa WCS-USAID Kaáguy Reta: Bosques y Desarrollo. Santa Cruz de la Sierra. 83 p.

Arano, F. & J. De Egea. 2014. Experiencias innovadoras de producción sostenible en Paraguay. WCS-USAID. Asunción. 70 p.

Arispe, R, C. Venegas & M. Moreno. 2018. Bosques con Certificación FSC, una oportunidad para la conservación del Jaguar (*Panthera onca*) en Bolivia. Pp. 144. En: Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano VIII Congreso Boliviano de Mastozoología 2018. La Paz, Bolivia.

Armenteras, D., T. Gonzalez & J. Retana. 2013. Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence

and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation* 159: 73–79.

Asner, G.P., D.E. Knapp, A. Balaji & G. Paez-Acosta. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing* 3: 033543.

Ayala G. & R. Wallace. 2009. *Panthera onca*. pp. 528-530. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz.

Butler, R.A. 2019. Can jaguar tourism save Bolivia's fast dwindling forests?. Mongabay. <https://news.mongabay.com/2019/03/can-jaguar-tourism-save-bolivias-fast-dwindling-forests>.

Castaño-Uribe, C., C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido & E. Payán. 2016. II. Conflictos entre felinos y humanos en América Latina. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, D. C. 489 pp.

Colque, G., E. Tinta, & E. Sanjinés. 2016. Segunda Reforma Agraria: Una historia que incomoda. Tierra. La Paz.

Correa Ayram, C.A., M.E. Mendoza, A. Etter & D.R. Pérez Salicrup. 2017. Anthropogenic impact on habitat connectivity: A multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico. *Ecological Indicators* 72: 895–909.

Crawshaw, P.G. Jr & H. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223: 357–370.

De Angelo, C.; A. Paviolo & M. Di Bitetti. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Parana Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 17(3):422–436.

De la Torre, J., J. González-Maya, H. Zarza, G. Ceballos & R. Medellín. 2018. The jaguar's spots are darker than they appear: Assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx* 52(2): 300–315.

Devisscher, T., L.O. Anderson, L.E.O.C. Aragão, L. Galván & L. Malhi. 2016. Increased wildfire risk driven by climate and development interactions in Bolivian Chiquitania, southern Amazonia. *PLoS ONE* 11(9): 1–29.

Eastman, R.J. 2015. *TerrSet Manual*. Clark University.

Eastman, J.R., M.E. Van Fossen & L.A. Solorzano. 2005. Transition potential modeling for land cover change. Pp. 357–386. En: Maguire, D., M. Batty & M.

- Goodchild (eds). GIS, Spatial Analysis and Modeling. ESRI Press, Redlands.
- Emmons, L. 1987. Comparative ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20: 271–283.
- Fraser, B. 2018. China's lust for jaguar fangs imperils big cats. *Nature* 555: 13–14.
- Haag, T., A.S. Santos, D.A. Sana, R.G. Morato, L. Cullen Jr, P.G. Crawshaw, C. De Angelo, M.S. Di Bitetti, F.M. Salzano & E. Eizirik. 2010. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology* 19(22): 4906–4921.
- Hess, G.R. & R. A. Fischer. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape Urban Plan* 55: 195–208.
- Hilty, J.A., W.Z. Lidicker, Jr., & A. M. Merenlender. 2006. *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington.
- Jackson, P. & K. Nowell. 1996. Problems and possible solutions in management of felid predators. *Journal of Wildlife Research* 1:304–314.
- Jędrzejewski, W., H.S. Robinson, M. Abarca, K.A. Zeller, G. Velasquez, E.A.D. Paemelaere, J.F. Goldberg, E. Payan, R. Hoogesteijn, E.O. Boede, *et al.* 2018. Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution - Application to the jaguar (*Panthera onca*). *PLoS One* 13(3): e0194719.
- Laurance W.F., H.L. Vasconcelos & T.E. Lovejoy. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation *Oryx* 34(1): 39–45.
- Kadoya, T. 2009. Assessing functional connectivity using empirical data. *Population Ecology* 51: 5–15.
- Kozak, J., E. Ziólkowska, P. Vogt, M. Dobosz, D. Kaim, N. Kolecka & K. Ostafin. 2018. Forest-Cover Increase Does Not Trigger Forest-Fragmentation Decrease: Case Study from the Polish Carpathians. *Sustainability* 10: 1472.
- Laurance W.F., H.L. Vasconcelos & T.E. Lovejoy. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation *Oryx* 34(1): 39–45.
- Maffei, L., D. Rumiz, R. Arispe, E. Cuellar & A. Noss. 2010. Situación del jaguar en Bolivia. Pp 353-366. En: Medellín, R.A., J.A. de la Torre, H. Zarza, C. Chávez, & G. Ceballos (eds.). *El Jaguar en el Siglo XXI: La Perspectiva Continental*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Maillard, O., R. Anívarro, R. Vides-Almonacid & W. Torres. 2018. Estado de conservación de los ecosistemas de las serranías chiquitanas: Un caso de estudio de la Lista Roja de Ecosistemas de la UICN en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 53 (2): 128–149.
- Maillard, O., J.C. Salinas, S. Angulo & R. Vides-Almonacid. 2019. Riesgos ambientales en las unidades hidrográficas de las serranías chiquitanas, departamento de Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 54(2): 84–97.
- McBride, R.T. & J.J. Thompson. 2018. Space use and movement of jaguar (*Panthera onca*) in western Paraguay. *Mammalia* 82 (6): 1–10.
- McRae, B.H. & D.M. Kavanagh. 2011. *Linkage mapper connectivity analysis software*. Seattle, WA: The Nature Conservancy.
- McRae, B.H., A.J. Shirk & J.T. Platt. 2013. *Gnarly Landscape Utilities: Resistance and Habitat Calculator User Guide*. The Nature Conservancy, Fort Collins.
- McRae, B.H., V.B. Shah, & A. Edelman. 2016. *Circuitscape: Modeling Landscape Connectivity to Promote Conservation and Human Health*. The Nature Conservancy, Fort Collins.
- Morato, R.G., G.M. Connette, J.A. Stabach, R.C. De Paula, K.M.P.M. Ferraz, D.L.Z. Kantek, S.S. Miyazaki, T.D.C. Pereira, L.C. Silva, A. Paviolo, *et al.* 2018. Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. *Biological Conservation* 228: 233–240.
- Müller, R., D.M. Larrea-Alcázar, S. Cuéllar & S. Espinoza. 2014. Causas directas de la deforestación reciente (2000-2010) y modelado de dos escenarios futuros en las tierras bajas de Bolivia *Ecología en Bolivia* 49 (1): 20–34.
- Negrões, N., R. Rosario, K. Asturizaga, K. Barboza, C. Fonseca, S. Ten & M. Terán. 2016. Conflictos con jaguar (*Panthera onca*) en Bolivia: del daño al ganado a la percepción del riesgo. pp. 337–348. En: Castaño-Uribe, C., C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, A. Diaz-Pulido, & E. Payán (eds.). *II. Conflictos entre Felinos y humanos Humanos en América Latina*. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá.
- Noss, A.J., B. Gardner, L. Maffei, E. Cuéllar, R. Montaña, A. Romero-Muñoz & A.F. O'Connell. 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15(5): 527–535.

- Nuñez, A. & E. Aliaga-Rossel. 2017. Jaguar fang trafficking by Chinese in Bolivia. *Cat News* 65: 50–51.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Rabinowitz, A. 1986. *Jaguar: One man's struggle to establish the first jaguar preserve*. Island Press, New York.
- Rabinowitz, A.R. & B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149–159.
- Rabinowitz, A. & K.A. Zeller. 2010. A Range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143: 939–945.
- Redford, K.H. & J.G. Robinson. 2002. Introducción. Pp 21–24. En: R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw, Jr, A. Rabinowitz, K.H. Redford *et al.* *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. Fondo de Cultura Económica. Universidad Nacional Autónoma de México. Wildlife Conservation Society, Mexico D.F.
- Riitters, K.H., J.D. Wickham, R.V. O'Neill, K.B. Jones, E.R. Smith, J.W. Coulston, T.G. Wade & J.H. Smith. 2002. Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5: 815–822.
- Riitters, K.H. & J.D. Wickham. 2012. Decline of forest interior conditions in the conterminous United States. *Scientific Reports* 2: 653.
- Ripple, W.J., J.A. Estes, R.L. Beschta, C.C. Wilmers, E.G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M.P. Nelson, O.J. Schmitz, D.W. Smith, A.D. Wallach & A.J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 151–162.
- Rodríguez-Soto, C., O. Monroy-Vilchis, L. Maiorano, L. Boitani, J.C. Faller, M.A. Briones, R. Núñez, O. Rosas-Rosas, G. Ceballos & A. Falcucci. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17: 350–361.
- Rodríguez-Soto, C., O. Monroy-Vilchis, & M. M. Zarco-González. 2013. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: conservation strategies. *Journal for Nature Conservation* 21: 438–443.
- Romero-Muñoz, A., R. Torres, A.J. Noss, A.J. Giordano, V. Quiroga, J.J. Thompson, M. Baumann, M. Altrichter, R. McBride Jr., M. Velilla & R. Arispe. 2018. Habitat loss and overhunting synergistically drive the extirpation of jaguars from the Gran Chaco. *Diversity and Distributions* 25(2): 176–190.
- Romero-Muñoz, A., A. Fernández-Llamazares, M. Moraes R., D.M. Larrea-Alcázar & C.F.R. Wordley. 2019. A pivotal year for Bolivian conservation policy. *Nature Ecology & Evolution* 3: 866–869.
- Romero-Muñoz, A., M. Jansen, A.M. Nuñez, M. Toledo, R. Vides Almonacid & T. Kuemmerle. 2019. Fires scorching Bolivia's Chiquitano forest. *Science* 366 (6469): 1082.
- Sanderson, E.W., K.H. Redford, C.L.B. Chetkiewicz, R. A. Medellín, A. R. Rabinowitz, J.G. Robinson, & A.B. Taber. 2002. Planning to save a species: The jaguar as a model. *Conservation Biology* 16(1): 58–72.
- Simonetti, D., A. Marelli, & H. Eva. 2015. IMPACTToolbox. JRC technical report. European Commission, Joint Research Centre.
- Soille, P. & P. Vogt. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30(4): 456–459.
- Song, X.P., M.C. Hansen, S.V. Stehman, P.V. Potapov, A. Tyukavina, E.F. Vermote & J.R. Townshend. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560: 639–643.
- Thompson, J. & M. Velilla. 2017. Modeling the effects of deforestation on the connectivity of jaguar *Panthera onca* populations at the southern extent of the species' range. *Endangered Species Research* 34: 109–121.
- Tortato, F.R., T.J. Izzo, R. Hoogesteijn, & C.A. Peres. 2017. The numbers of the beast: Valuation of jaguar (*Panthera onca*) tourism and cattle depredation in the Brazilian Pantanal. *Global Ecology and Conservation* 11: 106–114.
- Venegas, C. R. Arispe, L. Acosta, C. Jordán, R. Miserendino, K. Rivero, S. Gutierrez, M.A. Aponte & J.J. Celiz. 2018. Registro de mamíferos urbanos en Santa Cruz de la Sierra. Pp. 108. En: Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano VIII Congreso Boliviano de Mastozoología 2018. La Paz, Bolivia.
- Vides-Almonacid, R., S. Reichle & F. Padilla. 2007. Planificación ecorregional del bosque seco chiquitano. Editorial Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano, Santa Cruz.
- Vogt, P. & K. Riitters. 2017. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing* 50: 352–361.
- Vogt, P. 2019. Measuring Forest Area Density to quantify Forest Fragmentation. GuidosToolbox product sheet: <https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Fragmentation-FADFOS.pdf>
- Wallace, R.B., H. Gomez, R.P. Zulia & D. Rumiz. 2010. Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia. Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz.

- Zarco-González, M., O. Monroy-Vilchis & J. Alaníz. 2013. Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biology Conservation* 159: 80–87.
- Zeilhofer, P., A. Cezar, N.M. Torres, A. T. de Almeida Iácomo & L. Silveira. 2014. Jaguar *Panthera onca* habitat modeling in landscapes facing high land-use transformation pressure-findings from Mato Grosso, Brazil. *Biotropica* 46 (1): 98–105.
- Zeller, K.A. 2007. Jaguars in the New Millennium Data Set Update: The State of the Jaguar in 2006. Wildlife Conservation Society Report. Bronx, NY.
- Zemanova, M. A., H. L. Perotto-Baldivieso, E. L. Dickins, A. B. Gill, J. P. Leonard, & D. B. Wester. 2017. Impact of deforestation on habitat connectivity thresholds for large carnivores in tropical forests. *Ecological Processes* 6: DOI 10.1186/s13717-017-0089-1.