

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

State of conservation of the Chiquitanian hills' ecosystems: a case study of the Red List of IUCN Ecosystems in Bolivia

Oswaldo Maillard*, Ruth Anívarro, Roberto Vides-Almonacid & Weimar Torres

Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano (FCBC). Av. Ibérica calle 6 Oeste 95, esq. Puerto Busch, Barrio Las Palmas. Santa Cruz, Bolivia. *Autor para correspondencia: hylopezus@gmail.com, omaillard@fcbc.org.bo

Resumen

El propósito de este trabajo fue la implementación de la propuesta metodológica de la Lista Roja de Ecosistemas de la UICN, con la finalidad de analizar y evaluar el estado actual y las vulnerabilidades de los ecosistemas de las serranías chiquitanas, en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia. Se evaluaron 20 ecosistemas, entre terrestres y acuáticos, mediante un análisis de cuatro criterios y sus respectivos umbrales de severidad, para determinar si califican en alguna de las categorías de riesgo de colapso de la UICN. En el criterio A o de la reducción de la distribución se identificaron las tasas de cambio en periodos pasados (antes de 1570, posterior a 1986), presente (2016) y futuro (2046). En el criterio B o de distribución geográfica restringida se analizó la extensión de la ocupación (EEO) y área de ocupación (AOO) para el año 2016. En el criterio C o degradación ambiental, se evaluó el riesgo de erosión para los periodos 1986-2016 y 2016-2046. En el criterio C o alteración de procesos e interacciones bióticas se calculó los niveles de fragmentación (1986-2046), la degradación por quemas (1986-2016) y la pérdida del hábitat del jaguar (*Panthera onca*) (1986-2046). La aplicación de este marco analítico permitió identificar la existencia de seis ecosistemas en la categoría de En Peligro Crítico, 11 En Peligro, dos Vulnerable y uno de Menor Riesgo.

Palabras clave: Colapso del ecosistema, riesgo de erosión, fragmentación, quemas, jaguar.

Abstract

The purpose of this work was the implementation of the methodological proposal of the Red List of Ecosystems of the IUCN, to analyze and evaluate the status and vulnerabilities of the Chiquitanian hills' ecosystems. In Santa Cruz department, Bolivia, we evaluated 20 ecosystems, between terrestrial and aquatic, through an analysis of four criteria and their thresholds of severity, to determine if it belongs to the IUCN collapse risk categories. In criterion A or the reduction of the distribution, the change rates were identified in past periods (before 1570, later 1986), present (2016) and future (2046). In criterion B or restricted geographic distribution, the extent of occurrence (EEO) and the area of occupancy (AOO) in 2016 were analyzed. In criterion C or environmental degradation, erosion risk for the periods 1986-2016 and 2016-2046 was evaluated. In criterion C or alteration of biotic processes and interactions, the levels of

fragmentation (1986-2046), the degradation by burning (1986-2016) and the loss of the habitat (1986-2046) of the Jaguar (*Panthera onca*) were calculated. The application of this analytical framework allowed to identify the existence of six ecosystems in the category of Critically Endangered, 11 Endangered, two Vulnerable, and one Least Concern.

Key words: Collapse of the ecosystem, erosion risk, fragmentation, burning, jaguar.

Introducción

Los ecosistemas son complejos de organismos y el ambiente físico al que están asociados dentro de un área específica (Tansley 1935), los cuales tienen cuatro elementos esenciales: un complejo biótico, un ambiente abiótico, las interacciones dentro y entre ellos, y un espacio físico en el cual estas operan (Pickett & Cadenasso 1995). Los límites de los ecosistemas pueden ser naturales o arbitrarios, pero se los pueden describir y caracterizarlos dentro de una jerarquía de unidades espaciales escogidas *a priori* (p.e. ecorregiones, sistemas ecológicos) (Pacheco *et al.* 2010).

Globalmente, los ecosistemas están disminuyendo a un ritmo sin precedentes. La pérdida de biodiversidad como consecuencia de diversos factores, como degradación de ecosistemas naturales, sobreexplotación de recursos silvestres, impacto del cambio climático, entre otros, generan señales que un sistema biológico se acerca a su cambio de estado desde el colapso de especies hasta del ecosistema (Vignieri & Fahrenkamp-Uppenbrink 2017). Diferentes enfoques y métodos se han desarrollado para evaluar el estado de salud de los ecosistemas (p.e. Resilience Alliance). Sin embargo, a escala global no hay un método específico y estandarizado para ello. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) generó una herramienta estándar unificada para evaluar el estado de todos los ecosistemas del mundo, para evaluar su riesgo de extinción, conocida como la Lista Roja de Ecosistemas (LRE) (Keith *et al.* 2013, Rodríguez *et al.* 2015, Bland *et al.* 2016)

y basada en los principios de la Lista Roja de Especies. La LRE puede ser aplicada a diversas escalas (nivel global, regional, nacional o local) y la metodología se basa en un protocolo de criterios que evalúan las evidencias del riesgo de colapso de los ecosistemas, medidos a través de la reducción en la distribución geográfica o degradación de procesos clave y componentes bióticos (Keith *et al.* 2013). Esta lista constituye un insumo importante para la priorización o valoración de ecosistemas para su conservación o para la evaluación de la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos. Para el continente americano, un mapa de ecosistemas en riesgo de colapso está en proceso de construcción, pero ya se cuenta con algunas experiencias nacionales como por ejemplo las de Venezuela (Rodríguez *et al.* 2010), El Salvador (Crespin & Simonetti 2015), Colombia (Etter *et al.* 2017) y otras regionales de Chile (Alaniz *et al.* 2016). Algunas de estas listas se han basado en mapas de biotopos, tipos de vegetación, comunidades ecológicas, tipos de hábitats y diferentes tipos de cobertura terrestre (Rodríguez *et al.* 2015).

En Bolivia urge la necesidad de contar con un mapa de los ecosistemas en riesgo, ya que serviría como un componente esencial de una solución integrada de monitoreo para la biodiversidad (Fernández & Zambrana-Torrel 2015). La implantación en los últimos años de políticas públicas que favorecen a los asentamientos y colonización de tierras públicas hacen que muchos de los ecosistemas estén en camino a desaparecer, muchos de ellos aún muy poco estudiados o conocidos. Los ecosistemas boscosos son los más sensibles a ser impactados; hasta 2010 se perdieron aproximadamente 4.6 millones

de hectáreas de bosque en las tierras bajas del país, correspondiendo a un 10% del área originalmente cubierta (Müller *et al.* 2014). Las causas de esta deforestación son variadas pero entre las principales se puede identificar la expansión de la ganadería, la agricultura mecanizada de mediana y gran escala, y la agricultura a pequeña escala (Müller *et al.* 2012, 2014). En el Departamento de Santa Cruz, la región de la Chiquitania presenta las más altas tasas de cambios debido a la expansión de la ganadería intensiva con pastos cultivados (Müller *et al.* 2014). Esta región se caracteriza por presentar la mayor extensión de la ecorregión del bosque seco chiquitano, caracterizada por tener un alto valor de conservación (Vides-Almonacid *et al.* 2007).

El presente estudio pretende evaluar el grado de riesgo y vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres y acuáticos del área conocida como las serranías chiquitanas (al este de Bolivia), analizar el estado actual y evaluar escenarios futuros que proporcionen argumentos técnicos e impulsen acciones estratégicas de conservación de la biodiversidad en base a la aplicación de los criterios de la metodología de la LRE de la UICN.

Área de estudio

El área de estudio comprende las serranías chiquitanas y nacientes de Otuquis (SCh), una de las nueve subregiones de prioridad de la ecorregión del bosque seco chiquitano propuesto por la FCBC (2015) con 28.521 ha y un total de 20 ecosistemas en la zona central del Departamento de Santa Cruz, Bolivia. La región de las SCh se sitúa en los municipios de Charagua, Cuatro Cañadas, El Carmen Rivero Tórrez, Pailón, Puerto Quijarro, Puerto Suarez, Roboré, San José, San Matías, San Miguel y San Rafael. Excepto por Roboré, los principales asentamientos actuales fueron fundados predominantemente por los Jesuitas

hace unos 300 años. El uso tradicional más común de la tierra es la ganadería, tanto en pastizales naturales como las áreas que fueron deforestadas, pero los grandes cambios en el uso de suelo se deben a la agricultura mecanizada para la producción industrial de oleaginosas.

La región presenta una llanura plana a ondulada con una altitud de terreno que va desde 80-1.100 m con una cadena larga de serranías de diferente amplitud, tanto vertical como horizontal, tomando una dirección NO-O y E-SE formadas por fallas transversales o erosión hídrica. El clima es tropical subhúmedo cálido con un período lluvioso en verano y seco en el invierno, de poca variabilidad térmica media anual. Mientras que la distribución de la precipitación determina un régimen pluviométrico fuertemente estacional, situándose la estación lluviosa entre los meses de noviembre a marzo, con un máximo en el mes de enero (Vides-Almonacid *et al.*, 2007).

Métodos

Categorías UICN

La metodología usada para evaluar el peligro de colapso de los ecosistemas de las SCh, sigue lo descrito por Keith *et al.* (2013), Rodríguez *et al.* (2015) y Bland *et al.* (2016). La UICN propone que cada ecosistema tipo debe ser clasificado en al menos una de las ocho categorías, una vez que se ha evaluado los diversos criterios y umbrales. La categoría más crítica es la denominada como Colapso (CO), que es el punto final del declive del ecosistema. A esta le siguen las tres de amenaza en el sentido estricto: En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU). Otras dos categorías de no amenaza y que muestran preocupación para la conservación están representadas por Casi Amenazado (NT) y Preocupación Menor (LC), en tanto que si se carece de información suficiente para evaluar al ecosistema, la

categoría denominada es Datos Insuficientes (DD) y si no se realizó ninguna análisis se la incluye en la categoría de No Evaluado (NE).

Análisis multitemporal de cambios en los ecosistemas

Identificación de los ecosistemas

Inicialmente se identificaron 20 ecosistemas naturales a partir del mapa de complejos de sistemas ecológicos propuesto por Navarro & Ferreira (2008), pero debido a la escala de trabajo (1: 100.000) y por los años en que se basó la clasificación de las imágenes de satélite (1990, 2000), se decidió hacer una reclasificación y ajuste a la denominación. En Tabla 1 se describe la proporción de cada ecosistema en el área de las SCh en relación a su extensión total en el Departamento de Santa Cruz. En este estudio, se efectuó inicialmente una identificación, caracterización y delimitación cartográfica de estos ecosistemas, luego se analizaron los cambios de los mismos en una serie de tiempo del pasado y futuro; y se aplicaron los criterios y umbrales de la LRE para identificar las categorías de amenaza.

Se utilizaron seis imágenes satelitales del sensor TM del año 1986 (Landsat 5), seis del TM del 2001 y seis del sensor OLI/TIRS del 2016 (Landsat 8), de 30 m de resolución espacial. Estas imágenes fueron descargadas desde el portal del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos, <https://earthexplorer.usgs.gov>) y Libra (<https://libra.developmentseed.org>), con una cobertura nubosa menor al 10% por imagen. Las escenas fueron procesadas y clasificadas con ayuda del TerrSet 18.31 (Eastman 2015) y el IMPACT Toolbox 3.3 (Simonetti *et al.* 2015). En el TerrSet se utilizó la técnica supervisada de Mapas Auto-Organizados (SOM, Self -Organizing Map) de redes neurales artificiales, donde se asignaron como mínimo 100 áreas de entrenamiento, usándose las siete bandas, un Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (NDVI), y un valor de 17x17 en la capa

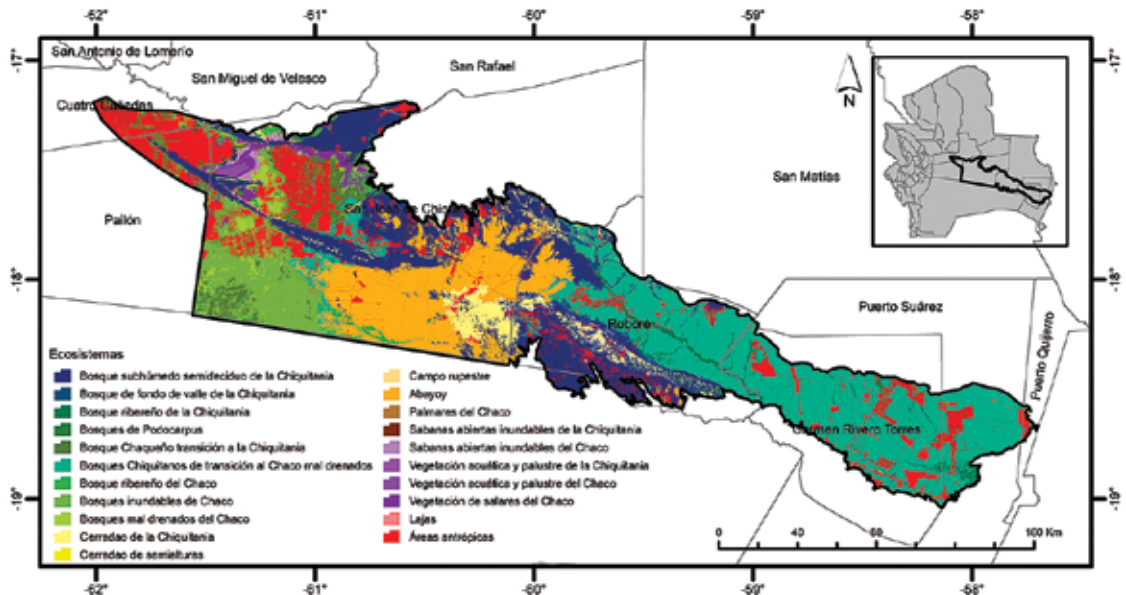


Figura 1. Ecosistemas terrestres en el área de las serranías chiquitanas.

Tabla 1. Ecosistemas presentes en el área de las serranías chiquitanas y nacientes de Otuquis. Leyenda: % = Porcentaje con base a Navarro & Ferreira (2008), medido como proporción de cada ecosistema en el área de las SCh en relación a su extensión total en el Departamento de Santa Cruz, +/- = Diferencia de superficie (km²) del presente estudio para los años 1986 y 2016, en comparación a Navarro & Ferreira (2008).

Sistemas ecológicos (Navarro & Ferreira 2008)	%	Presente estudio	+/-	
			1986	2016
Bosques sobre suelos mal drenados del Chaco noroccidental	10.5	Bosques mal drenados del Chaco	-622.8	-969.8
Vegetación acuática y palustre neotropical de la Chiquitania y el Beni	0.1	Vegetación acuática y palustre de la Chiquitania	1.1	0.2
Cerradao mal drenado de las semialturas no alcalinas del Cerrado y Beni	0	Cerradao de semialturas	2.8	2.5
Bosque subhúmedo semideciduo de la Chiquitania y el Beni	7.6	Bosque subhúmedo semideciduo de la Chiquitania	225.5	-267.4
Sabana herbácea oligotrófica estacionalmente inundada de la Chiquitania y el Beni	4.1	Sabanas abiertas inundables de la Chiquitania	-37.6	-44.2
Bosques chiquitanos de transición al Chaco sobre suelos medianamente a mal drenados	26.2	Bosques Chiquitanos de transición al Chaco mal drenados	-84.8	-1238.5
Palmares inundables del Chaco septentrional	1.6	Palmares del Chaco	-14.7	-15.8
Bosques ribereños del Escudo Precámbrico Chiquitano	30.2	Bosque ribereño de la Chiquitania	299.6	262.7
Bosques de Podocarpus sobre suelos mal drenados de las serranías chiquitanas	100	Bosques de Podocarpus	-18.9	-18.9
Bosques transicionales del norte del Chaco a la Chiquitanía, sobre llanura aluvial	8.3	Bosque Chaqueño transición a la Chiquitania	346.1	-1255.7
Cerradao de la Chiquitania y el Beni	6.7	Cerradao de la Chiquitania	-91.7	-154.8
Chaparrales esclerófilos de la Chiquitanía de transición al Chaco sobre arenales (Abayoy)	35.7	Abayoy	-53.6	-210.7
Arbustales y matorrales saxícolas de la Chiquitanía (Lajas)	7.6	Lajas	0.8	0.6
Bosques semidecíduos hidrofiticos y freatofíticos de la Chiquitanía	2.8	Bosque de fondo de valle de la Chiquitania	15.3	-8.5
Sabanas edafoxerófiticas de la Chiquitanía (Cerrado rupestre, Campo rupestre)	40.8	Campo rupestre	16.2	10.6
Bosques higrófiticos del Chaco septentrional	16.3	Bosque ribereño del Chaco	-339.8	-445.4
Vegetación de los salares inundables del Chaco septentrional	60.4	Vegetación de salares del Chaco	-59.0	-92.3
Bosques inundables ribereños y de llanuras aluviales recientes del Chaco	51.8	Bosques inundables de Chaco	769.3	505.5
Vegetación acuática y palustre neotropical del Chaco	68.4	Vegetación acuática y palustre del Chaco	11.4	10.1
Sabanas abiertas inundables del Chaco septentrional	47.3	Sabanas abiertas inundables del Chaco	32.2	29.7

neuronal. En el IMPACT Toolbox se empleó la técnica no supervisada K-means, donde se asignaron 20 grupos (clusters) con un umbral de 10 interacciones. Las clases resultantes del TerrSet y el IMPACT fueron verificadas, identificándose pixeles mal categorizados por problemas de tiempos de estacionalidad, bosques caducifolios, nubosidad, sombras y confusión con áreas antrópicas. A estas categorías se realizó la reclasificación con ayuda del programa ArcMap 10.4. La corrección del efecto “sal y pimienta” fue realizada en Terrset (Filter, opción Mode, 3x3). Para los ecosistemas acuáticos (ríos, lagunas), se empleó el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI; McFeeters 1996). Las áreas antrópicas (áreas urbanas, cultivos, caminos) para tres años (1986, 2001, 2016) fueron digitalizadas en pantalla ArcGis. Finalmente, cada una de las clases fueron vectorizadas y los bordes de los polígonos fueron suavizados con la herramienta Smooth de ArcGis. La tasa anual del cambio fue determinada a través el método estandarizado propuesto por Puyravaud (2003).

Para validar el nivel de incertidumbre de la clasificación resultante se obtuvieron 64 puntos de verificación en campo en el año 2017, además se recurrió a 33 puntos de campo de información de proyectos en los que trabajó la Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano (FCBC) en el periodo 2000-2016, e información de 21 sitios de validación de campo de la deforestación registrados por la AFCSBT (2016). Los datos de campo fueron tomados con el KoBo Collect, una aplicación para dispositivos móviles (<http://www.kobotoolbox.org>). Se obtuvo información referente a la localidad, caracterización de cada sitio y registros fotográficos de respaldo georeferenciados para los cuatro puntos cardinales. Adicionalmente se obtuvieron fotografías aéreas con un dron MJI Mavic Pro, pero no fueron consideradas en el análisis. Los 118 sitios de validación fueron agrupados en cuatro clases (boscosas, no boscosas,

antrópicas, otras) y se analizó en la tabla cuadrada de contingencia (<http://www2.clarku.edu/~rpontius/PontiusMatrix41.xlsx>) propuesta por Pontius & Santacruz (2014). La certeza de clasificación resultante para el año 2016 fue del 73%.

Escenarios de cambios de la cobertura del suelo a futuro

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). El LCM permitió obtener mapas de ganancia y pérdida de los ecosistemas en áreas perturbadas. En estos análisis se agruparon los ecosistemas boscosos y los no boscosos y se incluyó la clase antrópica, excluyendo otras clases (p.e. lagunas, ríos). Este patrón fue generalizado a través de un análisis de tendencia polinómica de superficie de tercer orden. Para el modelado se consideraron siete variables que consideraron factores geofísicos y socioeconómicos. Entre las variables de los factores geofísicos usados fueron la elevación y la pendiente del terrero. La elevación se basó en un mosaico de modelo digital de elevación (DEM) elaborado con 10 escenas del sensor Aster GDEM versión 2 de 30 m (<http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp>), y a partir de este DEM se construyó un mapa de pendiente en grados. En las variables socioeconómicos, 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 centros poblados, 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. Esto permitió obtener un nuevo mapa que estima de las áreas de transición potencial de bosque y no bosque a antrópico, en intervalos de 5 años. El nivel de incertidumbre de la modelación a futuro fue de 0.5 en el índice ROC (Curva Operada por el Receptor).

Criterios y umbrales UICN

Los ecosistemas fueron clasificados en alguna de las ocho categorías de la UICN después del previo análisis de los criterios y los umbrales especificados en el protocolo de la LRE (Keith *et al.* 2013, Rodríguez *et al.* 2015, Bland *et al.* 2016). En este estudio solo se aplicaron cuatro de estos criterios: 1) A o reducción de la distribución, 2) B o distribución geográfica restringida, 3) C o degradación ambiental y 4) D o alteración de procesos e interacciones bióticas. El criterio E o estimación cuantitativa del riesgo de colapso, no fue aplicado debido a que se consideró que no existe información suficiente para poder estimar si los ecosistemas analizados se encuentran en un estado de colapso irreversible.

En cuanto a los umbrales de decisión, los valores de los umbrales (A, C y D) fueron fijados en intervalos relativamente uniformes (Vulnerable: 30%, En Peligro: 50%, En Peligro Crítico: 80%). Cuando las disminuciones estuvieron cerca en 5-10% a los umbrales para la categoría Vulnerable, se justificó la inclusión del ecosistema dentro de la categoría Casi Amenazado, y umbrales inferiores fueron categorizados como Preocupación Menor.

Criterio A: Reducción de la distribución

Este criterio busca identificar ecosistemas tipo cuya distribución está disminuyendo continuamente en la actualidad o puede disminuir en el futuro cercano, lo que indicaría una incidencia constante que resultan en la pérdida del ecosistema. Se evaluaron las tasas de cambios en ArcGis para los subcriterios A1, A2 y A3. En el caso del subcriterio A1, se calculó la tasa de cambio para los últimos 30 años (1986-2016). En el A2a se realizó una estimación del cambio de distribución en los siguientes 30 años (2016-2046). Para el A3 se efectuó una extrapolación de la tasa de cambio en un periodo que abarca desde el año 1750 hasta el presente. La categoría de amenaza para cada subcriterio se definió en base a la reducción y el umbral de disminución siguiendo a Bland *et al.* (2016).

Criterio B: Distribución geográfica restringida

Se define la distribución restringida, que predispone al sistema a amenazas espacialmente explícitas, junto con el declive, la amenaza o la fragmentación manifestados. En la evaluación del criterio B se evaluaron los subcriterios B1 y B2 en ArcGis. En el subcriterio B1 o Extensión de la ocupación (EOO) se construyeron los polígonos envolventes mínimos convexos que abarca toda la distribución del ecosistema; en el B2 o conocido como el Área de ocupación (AOO)

se calculó la extensión de ocurrencia en base al conteo del número de celdas de 10x10 km que ocupa el ecosistema, en al menos el 1% del área de la celda. Bland *et al.* (2016) sugieren que para que un ecosistema sea categorizado como En Peligro Crítico para EOO debería tener una extensión de $\leq 2.000 \text{ km}^2$, para En Peligro debería ser $\leq 20.000 \text{ km}^2$ y para Vulnerable con un valor de $\leq 50.000 \text{ km}^2$. En el caso de AOO, el número de celdas ocupadas dentro de una cuadrícula de celdas para En Peligro Crítico es ≤ 2 celdas, En Peligro es ≤ 20 celdas y para Vulnerable es ≤ 50 celdas.

Criterio C: Degradación ambiental

Para el criterio C, que evalúa las variables para la degradación del ambiente abiótico, la reducción de la calidad del hábitat o la diversidad del nicho abiótico para el componente biótico adecuadas que influyen en la distribución o función de un ecosistema tipo, se decidió analizar el riesgo de erosión hídrica y estimar la pérdida de suelo en ecosistemas terrestres.

Erosión hídrica

El análisis de la erosión hídrica de los suelos para los subcriterios C1 (1986-2016) y C2a (2016-2046) fue realizado a través de la ecuación de RUSLE (Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo), descrito por Renard *et al.* (1997). Inicialmente se determinaron el factor R o de erosividad de la escorrentía, factor K o de erosionabilidad del suelo, factor L o de longitud de la pendiente, factor S o de pendiente o inclinación, factor C o de gestión o cobertura de la tierra, y el factor P o de práctica de asistencia o conservación. El factor R se calculó con la ecuación de Lo *et al.* (1985), que se basa en el promedio anual de la precipitación (mm). Se utilizaron datos de la precipitación media anual de 30 estaciones de incidencia directa e indirecta en el área de análisis de los años

1943-2017, obtenida del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENHAMI, www.senamhi.gob.bo). Adicionalmente, se recurrió a dos estaciones pluviométricas (Cáceres y Corumbá) de Brasil provenientes del Instituto Brasileño de Meteorología (INMET, www.inmet.gov.br/). El valor de R fue interpolado en ArcGis con la técnica de Spline (opción Tensión). Para el análisis del subcriterio C2a se realizó una modificación a los datos del factor R, incrementando los valores promedio pluviométricos mensuales hasta un 30% para los meses húmedos (noviembre-marzo), basado en Andrade (2014) para el escenario del cambio climático en las tierras bajas de Bolivia. El factor K fue obtenido en base al mapa de suelo elaborado por la GADSC (2011) y una interpolación utilizando la herramienta IDW en ArcGis de los valores de los porcentajes de limo, arena y arcilla, provenientes de 276 muestras de perfiles suelos en un área que incluye hasta 30 km de alrededor del área las SCh, procedentes del portal de la FAO Bolivia (<http://geofao.org.bo>) y de estudios de la FCBC elaborados en 2005 y 2006. Al no contar con los valores de materia orgánica en la mayoría de los perfiles, se empleó la ecuación propuesta por Römkens *et al.* (1997). Para determinar los factores L y S, se empleó el mosaico DEM Aster GDEM. Ambos factores fueron calculados en la relación a lo propuesto por Renard *et al.* (1997). Los valores >1 representan condiciones más erosivas que la condición de referencia. El factor C se basa en las descripciones de cultivo y las prácticas de manejo de cobertura y su influencia sobre la pérdida del suelo. Los valores asignados oscilaron desde 1 (áreas quemadas, caminos) y en promedio indican que a medida que aumenta la cobertura del suelo el valor de C se reduce (p.e. bosques) y puede alcanzar valores similares a 0 (cuerpos de agua); estos valores se asignaron en base a las experiencias de Machado *et al.* (2009), de Kort (2013) y Cunha *et al.* (2017). El factor P varía de acuerdo con las prácticas de conservación del

suelo y, por lo tanto, tiene una gran influencia en la pérdida de suelo (Beskow *et al.* 2009). Como las prácticas de conservación del suelo para cada ecosistema no pueden conocerse para toda la región de las SCh, los valores para el factor P se determinaron de acuerdo a Bertoni & Lombardi Neto (2012), quienes proponen calcularlo en función del ángulo de inclinación. Como resultado final del RUSLE se obtuvieron los mapas de erosión (t/ha/año) para los tres años (1986, 2016, 2046) y los umbrales de colapso. Para determinar la severidad relativa (%), se calculó la disminución observada y la disminución máxima en base a Bland *et al.* (2016). Posteriormente se determinó la categoría de amenaza de la LRE para los subcriterios C1 y C2a, cruzando los resultados de los cambios de superficie de cada ecosistema obtenidos en el criterio A para los periodos 1986-2016 (C1) y 2016-2046 (C2a) y los valores de la severidad relativa (Bland *et al.* 2016).

Criterio D. Alteración de procesos e interacciones bióticas

El criterio D evalúa la interrupción de los procesos e interacciones bióticas, lo que puede resultar en la pérdida de mutualismos, diversidad de nicho biótico o exclusión de la biota componente. Para este criterio se realizaron análisis de fragmentación, la degradación por quemaduras y los cambios en el hábitat natural del jaguar (*Panthera onca*). Al igual que en el criterio C, se determinó la severidad relativa (%) para los subcriterios D1 (1986-2016) y D2a (2016-2046), para lo cual se calculó la disminución observada y la disminución máxima. Al final de cada análisis se definió la categoría de amenaza para cada ecosistema siguiendo la metodología descrita por Bland *et al.* (2016), donde se cruzaron los resultados de los cambios de superficie de cada ecosistema obtenidos en el criterio A para los periodos D1 y D2a y los valores de la severidad relativa.

Fragmentación

Si bien hay muchas medidas para determinar el patrón de la fragmentación generalmente se describe de forma cualitativa, y a menudo para una especie específica que solo vive en el paisaje en estudio. Con el fin de determinar la fragmentación de los ecosistemas de las SCh, se realizó un análisis morfológico de los patrones espaciales, con la herramienta MSPA (Morphological Spatial Pattern Analysis) del programa Guidos Toolbox 2.6 (Vogt *et al.* 2007, Soille & Vogt 2008). La imagen de entrada se define como un mapa categórico con la asignación: 0 bytes - datos faltantes (opcional), 1 byte - fondo y 2 bytes - primer plano. Se creó para cada ecosistema un mapa binario para cada uno de los años de análisis (1986, 2001, 2016, 2046). El resultado de este procesamiento proporcionó un mapa con valores correspondientes a las siete clases del MSPA: área de interior (*core area*), relicto (*islet*), perforación (*perforation*), borde (*edge*), puente (*bridge*), lazo (*loop*) y rama (*branch*) (Vogt, 2015). Se usaron los valores netos del área de interior, considerando que son los sitios donde existe una menor probabilidad que el ecosistema llegue a colapsar.

Degradación por quemaduras

La quema es la práctica más fácil y económica que utilizan los agricultores y ganaderos en el país para limpiar sus áreas de cultivo o renovar sus pasturas. Para determinar la degradación de los ecosistemas para el subcriterio D1, se evaluó la extensión de las quemaduras y su severidad espacial. La extensión de las quemaduras fue cartografiada mediante el uso de software BAMS 1.6 (Burned Area Algorithm Software, <https://bastarrika.wordpress.com/>), una herramienta diseñada para generar de forma semiautomática perímetros de área quemada (Bastarrika *et al.* 2014). Se realizaron evaluaciones con 24 imágenes de satélite Landsat de los sensores TM y OLI/TIRS para

los años de las pre-quemas (1985, 2000, 2009 y 2015) y las post-quemas (1986, 2001, 2010 y 2016). Los índices espectrales usados en el BAMS fueron NDVI (Índice Normalizado de Diferencia de la Vegetación), NBR (Relación Normalizada de Quemas), MIRBI (Índice de Quemas de Infrarrojo Medio) y GEMI (Índice Global de Monitoreo Ambiental Global). En el proceso se empleó una estrategia de doble fase buscando un equilibrio entre los errores de omisión/comisión. En la primera fase se detectaron aquellos píxeles que notoriamente habían sido quemados (píxeles semilla), lo cual ayuda a reducir los errores. En una segunda fase se verificó las cercanías de los píxeles semilla y se identificaron los píxeles con similitudes espectrales. Para seleccionar los píxeles semillas de los años 2001, 2010 y 2016, se identificaron las áreas donde existe la mayor densidad de los focos de calor en base a los sensores VIIRS (NPP-375m) y MODIS (Aqua y Terra), disponibles en la base de datos del portal del INPE (<https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas>). Se analizó además la relación de los focos de calor dentro y fuera de las cicatrices. Se identificaron y borraron píxeles mal clasificados y posteriormente se calculó la superficie degradada para cada ecosistema. La severidad de las quemas fue calculada en ArcGis mediante el análisis de los índices NBR y dNBR (Relación Normalizada de Quemas) de las escenas Landsat para los periodos de las pre-quemas y post-quemas, propuesto por Key & Benson (2006). Los valores obtenidos del dNBR fueron reclasificados en siete categorías: regeneración alta post-quema (< -0.25), regeneración baja post quema (-0.25 a -0.1), no quemado (-0.1 a +0.1), baja severidad de quema (0.1-0.27), baja-media severidad de quema (0.27-0.44), baja-alta severidad de quema (0.44-0.66), alta severidad de quema (> 0.66). Se realizó una intersección entre las categorías con valores de entre 0.1 a > 0.66 resultantes del dNBR con las cicatrices cartografiadas por el BAMS, y se calculó la

superficie total degradada para los cuatro años para calcular el subcriterio D1.

Hábitat del jaguar

El jaguar (*Panthera onca*) es uno de los grandes depredadores que habita en los bosques tropicales, por lo que su presencia influye de manera significativa en la estructura y función de muchos ecosistemas. Esta especie requiere de grandes extensiones para el desarrollo y mantenimiento de poblaciones mínimas viables, por lo cual se evaluó el cambio de su distribución potencial para los años 1986, 2016 y 2046. Esta distribución fue obtenida con ayuda del software MaxEnt 3.4.1k (Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Phillips *et al.* 2006), el cual requiere datos de presencia de la especie y cubiertas geográficas de variables continuas o categóricas. En Maxent se utilizó una salida de tipo logística, mientras que los otros valores se mantuvieron por defecto. Para los tres años de análisis, se usaron 60 registros de presencia del jaguar (confiabilidad alta y media) en la región para los años 1992-2010, de la base de datos compilada por Wallace *et al.* (2013), que incluye datos de observaciones directas (observaciones visuales, trampas cámaras) y observaciones indirectas (huellas, reportes de ataques a ganado). Se consideraron factores geofísicos y socioeconómicos, en un área de referencia tres veces más grande en relación a la región de las SCh. Las variables fueron seleccionadas en base a experiencias obtenidas por Carvalho *et al.* (2015), de la modelación del riesgo de depredación de ganado en un área amazónica en Brasil. Entre las variables de los factores geofísicos usados fueron la elevación y la pendiente del terrero. La elevación se basó en base mosaico DEM Aster GDEM, y a partir de este DEM se construyó un mapa de pendiente en grados. En las variables socioeconómicas, se construyeron para los tres años los mapas de distancia a la cobertura boscosa, centros

poblados, vías camineras y áreas antrópicas, con la herramienta Cost. Para determinar los mapas de distancia del 2046 se determinó inicialmente el escenario de cambio con el LCM del TerrSet con el mismo proceso descrito para la proyección del mapa de ecosistemas. Los archivos raster fueron exportados en formato para Maxent (.asc) con ayuda de ArcGis. Los resultados generados por MaxEnt fueron evaluados acorde a la curva ROC/AUC (Curva Operada por el Receptor/Área bajo la curva) y pruebas Jackknife para medir el efecto de cada variable utilizada. El valor de AUC para 1986 fue de 0.787, 0.826 para 2016 y 0.776 para 2046. En cuanto a la prueba Jackknife, la variable de la distancia a red caminera contribuyó con los porcentajes más altos con el 56.8% (1986), 41.5% (2016) y 69.7% (2046). Se definió un umbral de corte en base al promedio obtenido por Maxent para los años 1986 (rango 0.441-0.753), 2016 (rango 0.221-0.740) y 2046 (rango 0.020-0.993). Se decidió hacer un corte de umbral en base a los valores promedios. Finalmente se discriminaron áreas no boscosas y humedales (p.ej. cuerpos de agua) donde la especie no podría estar presente.

Adicionalmente se realizó una interpolación con Natural Neighbor en ArcGis de las densidades de jaguar (ind./100 km²), obtenidas a partir de trampas cámara entre 2002 y 2010 en el Departamento de Santa Cruz (Cuellar 2004, Noss *et al.* 2004, Maffei *et al.* 2011, Polisar *et al.* 2017), y el registro más próximo desde la región del pantanal de Brasil (Soilo & Cavalcanti 2006), pero no se consideró incluirla en la modelación con Maxent ya que en las pruebas previas al análisis los resultados tendían a subestimar el riesgo de pérdida ya que algunos sitios de registros provienen de áreas antrópicas.

Categorías finales de riesgo

Después de que el tipo de ecosistema se ha evaluado según los 12 subcriterios, se

asignaron las categorías para cada análisis usando una tabla resumen para informar el resultado de la evaluación. Siguiendo el principio precautorio, la categoría más alta obtenida para cualquiera de los criterios evaluados será el estado general del ecosistema (Rodríguez *et al.* 2015).

Resultados

Criterio A: Reducción de la distribución

Para la región de las SCh se estima que hasta el año 1986 la modificación de la superficie total de todos los ecosistemas fue de 19.360 ha, lo cual se incrementó a 98.533 ha en 2001, alcanzando las 331.421 ha hasta 2016 y se espera que para 2046 este cambio acumulado podría alcanzar las 410.987 ha. La tasa anual de cambio general en el periodo comprendido de 1986-2016 fue de -0.005 y se proyecta que en el periodo de 2016-2046 esta tasa podría ser del -0.006. En el subcriterio A1 se obtuvo un solo ecosistema como EN, uno en NT y el resto de los ecosistemas en LC. Bajo el escenario del subcriterio A2a, se calificaron a cuatro de estos ecosistemas en categoría de EN, dos en VU y el resto en LC. Sin embargo, en el subcriterio A3 se identificaron a seis ecosistemas como EN, dos en VU y el resto en LC. Con estos resultados se elaboró una lista final de categorías de los ecosistemas para el criterio A, donde seis están en EN, dos en VU y el resto en LC (Tabla 2, Fig. 2).

Criterio B: Distribución geográfica restringida

De acuerdo a los resultados para EOO (B1), tres ecosistemas fueron categorizados como CR ya que tienen un área de distribución pequeña ≤ 2000 km², 10 ecosistemas como EN, seis tienen como VU y solo uno con LC. En cuanto a los resultados para AOO (B2) se obtuvieron dos ecosistemas con calificación de CR, siete ecosistemas con calificación

Tabla 2. Categorías de riesgo de colapso de la UICN para cada ecosistema evaluado, obtenidas a partir de 12 subcriterios.
 Leyenda: F = fragmentación, Q = quemadas, J = distribución del jaguar.

Ecosistemas	Criterio A			Criterio B			Criterio C		Criterio D					Categoría final
	A1	A2a	A3	B1	B2	C1	C2a	D1 (F)	D2a (F)	D1 (Q)	D1 (J)	D2a (J)		
	Bosques mal drenados del Chaco	VU	LC	VU	EN	NT	LC	LC	VU	VU	LC	EN	LC	
Vegetación acuática y palustre de la Chiquitania	NT	EN	EN	EN	CR	LC	NT	EN	CR	LC	NT	NT	LC	CR
Cerradao de semialturas	LC	LC	LC	VU	CR	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	CR
Bosque subhúmedo semidecíduo de la Chiquitania	LC	LC	LC	VU	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	VU
Sabanas abiertas inundables de la Chiquitania	LC	LC	LC	EN	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN
Bosques Chiquitanos de transición al Chaco mal drenados	LC	VU	EN	VU	LC	LC	LC	LC	EN	LC	LC	LC	LC	EN
Palmares del Chaco	LC	EN	EN	VU	EN	LC	NT	LC	CR	LC	LC	VU	LC	CR
Bosque ribereño de la Chiquitania	LC	EN	EN	EN	VU	LC	NT	LC	EN	LC	LC	NT	LC	EN
Bosques de <i>Podocarpus</i>	LC	LC	LC	CR	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	CR
Bosque Chaqueño transición a la Chiquitania	EN	LC	EN	EN	LC	LC	LC	EN	EN	LC	EN	LC	LC	EN
Cerradao de la Chiquitania	LC	LC	LC	VU	NT	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	VU
Abayoy	LC	LC	LC	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN
Lajas	LC	LC	LC	CR	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	CR
Bosque de fondo de valle de la Chiquitania	LC	LC	LC	EN	VU	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN
Campo rupestre	LC	LC	LC	CR	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	CR
Bosque ribereño del Chaco	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
Vegetación de salares del Chaco	LC	EN	EN	EN	VU	LC	NT	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN
Bosques inundables de Chaco	LC	LC	LC	EN	NT	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN
Vegetación acuática y palustre del Chaco	LC	VU	VU	VU	EN	LC	LC	LC	NT	LC	LC	LC	LC	EN
Sabanas abiertas inundables del Chaco	LC	LC	LC	EN	EN	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	EN

de EN, tres con calificación de VU, tres con calificación NT y cinco ecosistemas con LC. Para el resultado final del Criterio B se obtuvieron cinco ecosistemas en CR, 12 ecosistemas con calificación de EN, dos con calificación de VU y uno en LC.

Criterio C: Degradación ambiental

Erosión hídrica

La pérdida total de suelo por la acción hídrica fue bastante variada por año. En el 1986 los valores del pixel de análisis oscilaron entre 0.01 hasta 7.128 t/ha/año, de 1.457-67.390 t/ha/año en 2016 y se estima en la proyección al año 2046 que la pérdida del suelo podría llegar a un rango de 1.518-14.928 t/ha/año. Las áreas con mayor riesgo de erosión se situaron principalmente en las áreas antrópicas, en las laderas con pendiente alta en las serranías, y alrededor de la laguna Concepción. Los resultados muestran que la erosión hídrica no representa una amenaza para los ecosistemas

en el tiempo presente (C1) ya que todos fueron calificados en LC, mientras que las proyecciones a futuro (C2a) cuatro calificarían como NT (vegetación acuática y palustre de la Chiquitania, palmares del Chaco, bosque ribereño de la Chiquitania, vegetación de salares del Chaco).

Criterio D. Alteración de procesos e interacciones bióticas

Fragmentación

En el subcriterio D1 se obtuvieron dos ecosistemas como EN, uno en VU, y el resto de los ecosistemas en categoría LC. Sin embargo, en el subcriterio D2a se identificaron a dos ecosistemas en CR, tres como EN, 2 uno en VU, uno en NT y el resto en LC. Con estos resultados se elaboró una lista final de categorías de los ecosistemas para el criterio D para fragmentación, donde dos están en CR, tres como EN, uno en VU, uno en NT y el resto en LC (Tabla 2, Fig. 2).

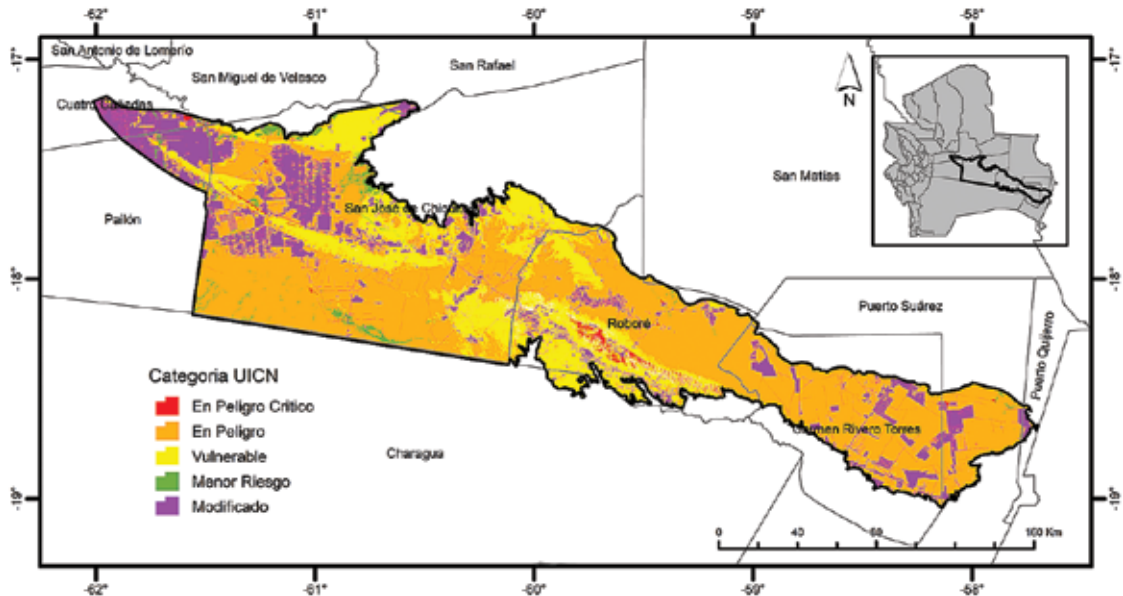


Figura 2. Categorías finales de riesgo de colapso de la UICN de los ecosistemas en el área de las serranías chiquitanas.

Degradación por quemas

Excluyendo las quemas en las áreas antrópicas, la superficie de cicatrices de quemas detectadas en el área de las SCh con ayuda de la combinación del BAMS y el dNBR fue bastante dinámica, identificándose que para el año 1986 la superficie de quemas alcanzó un total de 3.746 ha, en el 2001 aumentó a las 862.443 ha, 824.773 ha en el 2010, y se redujo considerablemente a 147.297 ha en el año 2016. Este incremento temporal sugiere que existió una demanda creciente de ocupación de nuevas tierras. Por otro lado, si bien los focos de calor ayudaron a identificar las cicatrices de quemas para el BAMS, estos focos no aseguraron la presencia de fuego. Los sensores VIIRS y MODIS tendieron a registrar anomalías de temperaturas en la superficie de terreno. En el análisis de los tres años mostró que no existe una relación directa entre los focos y las cicatrices, ya que el 8.4% de los focos en las SCh se registraron dentro de las cicatrices y los otros 91.6 % estuvieron afuera de estas. Los ecosistemas donde se produjeron las mayores áreas de quemas fueron el cerradao de la Chiquitania y el Abayoy. La extensión de las quemas en el cerradao de la Chiquitania fue de 437 ha en el 1986, sin embargo en el 2001 se incrementó a 414.148 ha, 299.813 ha en el 2010, para luego decrecer a 19.851 ha en el 2016. En el Abayoy la superficie quemada en el 1986 fue de 1.369 ha, se incrementó a 231.930 ha en el 2001, 209.185 ha en el 2010, para luego reducirse a 90.054 ha en el 2016. Debido a que no se detectó una reducción considerable de los ecosistemas por la acción del fuego y que las cifras obtenidas en la severidad relativa estuvieron por debajo del 30% de acuerdo a lo propuesto por metodología de la LRE, se consideró que todos los ecosistemas de las SCh en el subcriterio D1 no sobrepasaron la categoría LC (Tabla 2, Fig. 2).

Hábitat del jaguar

La superficie de la distribución potencial del jaguar en las SCh disminuyó de 2.210.749 ha en 1986 a 1.763.290 ha en 2016 (D1), es decir que se perdió un 20% en un periodo de 30 años. Además que en los próximos 30 años (D2a) la extensión podría reducir a 1.221.482 ha, lo cual representa una pérdida adicional del 31%. Tanto para el D1 como para el D2a, el ecosistema que presentó la mayor superficie de hábitat potencial del jaguar fue el bosque chiquitano de transición al Chaco mal drenado con 766.006 ha para el año 1986, 473.844 ha para 2016 y 251.270 ha probables para 2046. En cuanto a las categorías de riesgo de la UICN, en el subcriterio D1 se obtuvieron dos ecosistemas como EN, una en NT y el resto de los ecosistemas en LC. En el subcriterio D2a solo un ecosistema calificó en categoría de EN, uno en VU, cuatro en NT, y los demás ecosistemas en categoría LC. Con estos resultados se elaboró una lista final de los ecosistemas para el criterio D, donde tres califican para EN, una en VU, cuatro en NT y el resto en LC (Tabla 2, Fig. 2).

Categorías finales de riesgo

En el proceso de calificación se obtuvieron resultados variados sujetos al tipo de análisis efectuado, pero finalmente se obtuvo un listado de categorías del riesgo de colapso para los 20 ecosistemas de las SCh (Tabla 2). Seis se encuentran en CR y que se deberían realizar las mayores acciones de conservación, en las cuales se deben involucrar estrechamente en el proceso a los actores locales para asegurar el éxito de las mismas. A estos le siguen los clasificados como EN con un total de 11 ecosistemas, dos en VU y uno en LC.

Discusión

Los diferentes criterios aplicados en la metodología LRE han permitido establecer

que los ecosistemas de carácter crítico (CR), como la vegetación acuática y palustre de la Chiquitania, cerradao de semialturas, bosques de *Podocarpus*, lajas, campo rupestre, y los palmares del Chaco, constituyen aquellos que presentan una distribución restringida y que la tendencia de la fragmentación es mayor, a diferencia de los que son considerados como EN o VU, que son más extensos y mejor conectados.

Asimismo, es importante destacar que la calidad de los resultados obtenidos con esta metodología depende de la fuente de información utilizada para la clasificación de cada uno de los criterios.

En el Criterio A, el cambio actual e histórico muestra una tendencia de la conversión de los ecosistemas naturales en áreas antrópicas en el área de las SCh, lo cual es corroborado por otros estudios realizados en el país (Killeen *et al.* 2007, Cuellar *et al.* 2012, Müller *et al.* 2012, Hansen *et al.* 2013). En la Chiquitania, la ganadería es la actividad económica predominante, debido probablemente a la mala calidad de los suelos lo que limita las actividades agrícolas (Vides-Almonacid *et al.* 2007). Sin embargo, el escenario actual (A1) muestra que la principal pérdida se centra principalmente en la llanura de la región Oeste en el área de las Colonias Menonitas (municipios de Cuatro Cañadas, Pailón, San José de Chiquitos), donde se emplea principalmente la agricultura mecanizada (Müller *et al.* 2012, Müller *et al.* 2014). En tanto que las proyecciones al 2046 (A2a) muestran que los mayores cambios se producirán hacia el Este de las SCh, en las áreas de la llanura donde se concentran propiedades de actividad empresarial y comunidades campesinas de los municipios de Carmen Rivero y Puerto Suarez. Müller *et al.* (2012) realizaron una proyección de cambios en el uso de la tierra hasta el 2030 y determinaron que en la región de las SCh, la deforestación puede incrementarse debido a la expansión de la ganadería en las proximidades a la carretera

del corredor bioceánico y los principales centros locales, principalmente hacia el área circundante a la localidad de Puerto Suárez por presentar suelos aluviales fértiles y por las cercanías de acceso a mercados para carne vacuna y sus derivados.

En el criterio B, el EOO y AOO, han sido diseñados para excluir áreas discontinuas o periféricas y reflejan dos procesos diferentes (dispersión del riesgo de colapso y vulnerabilidad debido a un rango restringido, respectivamente) y por lo tanto la estimación de ambos criterios son muy útiles en las evaluaciones de las LRE (Keith *et al.* 2013). En el caso de AOO, el tamaño de las grillas podría generar una subestimación en ecosistemas muy pequeños al usar la suma del área de celdas de 10 x 10 km, esto no habría ocurrido en el EOO ya que utiliza solo los límites externos de la distribución del ecosistema. En ambos casos los resultados obtenidos en las SCh parecen satisfactorios porque se identifican ecosistemas tan poco estudiados, sensibles y reducidos (vegetación acuática y palustre de la Chiquitania, el cerradao de semialturas, bosques de *Podocarpus*, las lajas y el campo rupestre), de los cuales el campo rupestre y el cerradao de semialturas merecen especial atención debido al alto endemismo de flora que presentan (Vides-Almonacid *et al.* 2007, Mamani 2010).

En el criterio C, de todos los ecosistemas analizados por el riesgo de erosión, los que más preocupan desde el punto de vista de la conservación son los acuáticos. Los humedales son como represas naturales que almacenan agua de lluvia, y constituyen una de las principales fuentes de abastecimiento de agua para el ganado y la fauna silvestre en los periodos de sequía. La falta de cobertura vegetal del suelo facilita la erosión hídrica, lo cual coadyuva el traslado de sedimentos a los humedales, lo que reduce su capacidad de embalse (Cochrane *et al.* 2007). En las SCh, de los cuatro ecosistemas identificados en categoría NT, un ecosistema (vegetación

acuática y palustre de la Chiquitania) está conformado por varios humedales de los cuales el más grande es la Laguna Concepción. Este humedal fue declarado como sitio RAMSAR (debido a su importancia hídrica, por la fauna, y las aves migratorias) y puede secarse rápidamente por medio de infiltración y evaporación, siendo altamente susceptible a cambios hídricos (Cochrane 2011). La conservación de las cabeceras de la cuenca, así como los paisajes naturales con cobertura boscosa que funcionan como recolectores de lluvias, es un paso importante para evitar el arrastre de sedimentos por la erosión.

En cuanto al criterio D, el bosque seco chiquitano presenta muy poca fragmentación a nivel ecorregional (Vides-Almonacid *et al.* 2007) ya que a pesar de existir una gran cantidad de parches (5% del total) existe un gran bloque conectado de bosque que abarca más del 90%. Pinto-Ledezma & Rivero (2014) encontraron que la densidad de fragmentos forestales de esta ecorregión aumentó considerablemente entre 1976-2008, pero no asimismo en los pastizales. Al realizar un análisis a nivel de ecosistemas el panorama es diferente ya que se evalúan los fragmentos a una escala más fina y se diferencian las formaciones boscosas y no boscosas, incluyendo las acuáticas. Los ecosistemas que se encuentran actualmente con mayor riesgo de colapso (EN) resultaron ser el bosque chaqueño transición a la Chiquitania y vegetación acuática y palustre de la Chiquitania, aunque este último, junto a los palmares del Chaco, podrían verse severamente afectados hasta 2046 y llegará a la categoría CR, debido al escenario de cambio climático y al avance de la frontera agrícola y ganadera.

Si bien algunas áreas naturales necesitan del fuego para mantener sus condiciones ecológicas, en la mayoría de los casos los incendios tienen consecuencias negativas para los bosques y la sociedad. Rodríguez (2012) analizó áreas quemadas en Bolivia para el periodo comprendido entre 2000 y

2011, concluyendo que el 20% de un total de 22 millones de ha correspondían a incendios forestales, algunos de los cuales se situaron en la región de la Chiquitania. Los determinantes importantes del riesgo de quemadas e incendios en esta región son la distancia a las carreteras, la deforestación reciente y la densidad de los asentamientos humanos (Devisscher *et al.* 2016). En el bosque seco chiquitano se evidencia un patrón muy fuerte de recurrencia de fuego en áreas antrópicas (Vides-Almonacid *et al.* 2007), ya que su uso en la agricultura y la ganadería es una práctica común (McDaniel *et al.* 2005), pero esto debería ser manejado de una manera responsable. Devisscher *et al.* (2016) realizaron simulaciones de incendios para toda la región de la Chiquitania hasta el año 2025 en base a diferentes trayectorias de desarrollo, encontrando que en el área de las SCh los ecosistemas boscosos tendrán un mayor riesgo de incendio. En el análisis de la LRE los ecosistemas donde se produjeron las mayores áreas de quemadas fueron el cerrado de la Chiquitania y el Abayoy, aunque no calificaron en alguna categoría de riesgo de colapso. Como en la mayoría de las sabanas, el fuego ha sido un determinante principal en el mantenimiento de estos dos ecosistemas (Wood *et al.*, 2010). Naturalmente, los eventos de fuego se producen al final de la estación seca, cuando la vegetación se deseca y los pastos se vuelven muy inflamables (Pivello 2006), por lo que varias especies están adaptadas (p.e. corteza de corcho gruesa de los árboles, la capacidad de las plantas herbáceas para brotar muy rápidamente, estimulación de floración y dispersión de semillas). Pero poco conocida es la respuesta de estos ecosistemas cuando la estacionalidad o frecuencia de las quemadas sobrepasa la capacidad de regeneración.

La población del jaguar en el país declinó considerablemente, pasando de habitar en casi un 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). Algunos conflictos de esta especie con el hombre están relacionados con ataques a ganado bovino en áreas de práctica de ganadería extensiva, dando una percepción negativa en los ganaderos (Wallace *et al.* 2010) y generando una cacería persecutoria. A esto se le suma el problema del comercio y tráfico de sus partes a países orientales (Fraser 2018). Es bajo esta situación que se deben identificar las zonas donde se podrían localizar los hábitats más saludables, las áreas de conectividad y los ecosistemas donde se presenta la mayor concentración de individuos, para de esta manera realizar acciones de conservación. Los resultados obtenidos permiten dirigir estos esfuerzos de una manera más efectiva en esta región de la Chiquitania, donde tres ecosistemas estarían en la categoría EN y una en VU. En cuanto al hábitat, el énfasis de las variables socioeconómicas usadas en este estudio permitió detectar de una manera más precisa el área de distribución del jaguar en SCh, que usando principalmente variables climáticas (p.e. Wallace *et al.* 2010). Osipova & Sangermano (2016) trataron de modelar los cambios en el nicho ecológico del jaguar basándose principalmente en variables climáticas para 2000 y los escenarios de cambio climático para 2050, por lo que sus resultados muestran una errónea sobreestimación de pérdida del hábitat para todo el país y un supuesto colapso total del jaguar en la región de las SCh. En lo concerniente a la densidad poblacional de esta especie, el resultado de la interpolación oscila entre los 1.3-5.8 ind./100 km² en la región de las tierras bajas de Santa Cruz y un rango de 1.8-5.7 ind./100 km² en el área de las SCh (Cuellar 2004, Noss *et al.* 2004, Soilo & Cavalcanti 2006, Maffei *et al.* 2011, Polisar *et al.* 2017).

En cuanto a las categorías finales identificadas, todos los ecosistemas presentes en la ecorregión del bosque seco chiquitano, así como también las del resto del país, son prioritarias para la conservación debido a

sus características únicas y propias que tiene cada una. Sin embargo, no se cuentan con los recursos económicos y humanos suficientes para poder llevar a cabo acciones de conservación en todas las áreas, por lo que se necesitan definir prioridades de intervención para preservar los ecosistemas usando diferentes enfoques. Para Bolivia se utilizó hasta ahora un enfoque combinado de áreas clave para las funciones ecosistémicas, áreas con alta viabilidad biológica y áreas prioritarias para la representación de la biodiversidad (Araujo *et al.* 2010). Un enfoque semejante, tomando en cuenta la representatividad de la biodiversidad, el estado de conservación de la misma y la funcionalidad ecosistémica, ha sido utilizado para la ecorregión del bosque seco chiquitano en Bolivia, Brasil y Paraguay (Vides-Almonacid *et al.* 2007). Sin embargo, la LRE consiste en un enfoque basado en la vulnerabilidad, es decir en el riesgo de extinción de los ecosistemas. Este enfoque es complementario al enfoque de prioridades de conservación basado en los criterios anteriormente mencionados. El riesgo de extinción de ecosistemas permite identificar el estado de vulnerabilidad de comunidades bióticas a diferentes escalas, las cuales muchas veces quedan afuera de los planes de conservación y monitoreo.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados de este estudio, el 30% de los ecosistemas de las SCh son de carácter crítico y el 55% se encuentran en un nivel urgente de prioridad de conservación. Esta clasificación de categorías de riesgo basada en la metodología de la LRE de la UICN, permite orientar la toma de decisiones sobre la ocupación del territorio en esta región, considerando mejores opciones de uso del suelo o acciones de restauración ecológica, enfocadas en mantener o recuperar la integridad de los ecosistemas y reducir los riesgos de colapso y consecuente pérdida

de biodiversidad a escala de paisajes. Sin embargo, es necesario ampliar y profundizar la información sobre la cual se ponderan los diferentes criterios requeridos por la metodología (escalas, tamaño de grillas, datos de campo de la presencia de especies clave, como en este caso el jaguar) y aplicar modelos predictivos que incorporen variables de cambio climático en diferentes escenarios de deforestación y/o fragmentación. Finalmente, este estudio aporta a establecer una línea de base para el monitoreo al largo plazo de las condiciones de vulnerabilidad y riesgo de los ecosistemas en el área de estudio, que sirva de referencia para evaluar los impactos de las decisiones políticas sobre la planificación del territorio, el uso productivo y la conservación de la biodiversidad de los bosques secos tropicales en Bolivia.

Agradecimientos

A Peter Vogt por su ayuda en el uso de Guidos Toolbox. A Dario Simonetti por su asistencia en el uso de IMPACT Toolbox. Sixto Angulo y Edgar Viveros colaboraron en la toma de datos de verificación de campo con la aplicación KoboCollect. A Paola Cuellar por su asistencia. También queremos agradecer a Huáscar Azurduy por sus correcciones al manuscrito.

Referencias

Alaniz, J.A., M. Galleguillos & J.F. Perez-Quezada. 2016. Chile: Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation*. Part B, 204: 378-385.

Andrade, M.F. 2014. La economía del cambio climático en Bolivia: Validación de modelos climáticos. Banco Interamericano de Desarrollo, Monografía 184, Washington, DC. 39 p.

Araujo, N., R. Müller, C. Nowicki & P. Ibisch. 2010. Prioridades de conservación de la biodiversidad de Bolivia. Servicio Nacional de Áreas Protegidas de Bolivia, Fundación Amigos de la Naturaleza, Asociación Boliviana para la Conservación, Centro de Estudios y Proyectos, Agencia Nórdica para el Desarrollo y la Ecología, Fondo Mundial para el Medio Ambiente, Conservación Internacional, The Nature Conservancy, Wildlife Conservation Society. Universidad de Eberswalde. Editorial FAN, Santa Cruz. 74 p.

AFCSBT (Autoridad de Fiscalización y Control Social de Bosques y Tierra). 2016. Deforestación en Bolivia 2012-2015. Unidad de Monitoreo de Información Geoespacial, Santa Cruz. 92 p.

Bastarrica, A., M. Alvarado, K. Artano, M.P. Martínez, A. Mesanza, L. Torre & E. Chuvieco. 2014. BAMS: a tool for supervised burned area mapping using Landsat data. *Remote Sensing* 6: 12360-12380.

Bertoni, J. & F. Lombardi Neto. 2012. *Conservação do solo*. Ícone, São Paulo. 355 p.

Beskow, S., C.R. Mello, L.D Norton, N. Curi, M.R. Viola & J.C. Avanzi. 2009. Soil erosion prediction in the Grande river basin, Brazil using distributed modelling. *Catena* 79: 49-59.

Bland, L.M., D.A. Keith, R.M. Miller, N.J. Murray & J.P. Rodríguez. 2016. Directrices para la aplicación de las categorías y criterios de la Lista Roja de Ecosistemas de UICN, Versión 1.0. UICN, Gland. 96 p.

Carvalho, E. Jr., M.M. Zarco-González, O. Monroy-Vilchis & R. Morato. 2015. Modelling the risk of livestock depredation by jaguar in the Transamazon Highway, Brazil. *Basic and Applied Ecology* 16(5): 413-419.

Cochrane, T. 2011. Elaboración y actualización de planes de manejo: Diagnóstico y manejo hidrológico. Laguna

- Concepción, Santa Cruz la Vieja y Valle de Tucabaca. Informe no publicado. Santa Cruz. 58 p.
- Cochrane, T.A., O. Rosales & T.J. Killeen. 2007. Agua, gas y agroindustria: Gestión sostenible de agua para riego agrícola en Santa Cruz. Conservation International-Bolivia, La Paz. 159 p.
- Crespin, S.J. & J.A. Simonetti. 2015. Predicting ecosystem collapse: spatial factors that influence risks to tropical ecosystems. *Austral Ecology* 40:492–501.
- Cuéllar, S., A. Rodríguez, J. Arroyo, S. Espinoza & D.M. Larrea. 2012. Mapa de deforestación de las tierras bajas y los Yungas de Bolivia 2000-2005-2010. Proyección Sistema de Coordenadas Geográficas Datum WGS84, Fundación Amigos de la Naturaleza, Santa Cruz.
- Cuellar, E. 2004. Primer muestreo de jaguares *Panthera onca* en pampa, zona Guanacos, Parque Nacional Kaa-Iya del Gran Chaco. *Memorias Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica* 4: 158–165.
- Cunha, E.R., V.M. Bacani & E. Panachuki. 2017. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. *Natural Hazards* 85(2): 851-868.
- de Kort, A. 2013. Soil erosion assessment in the dryland areas of Bolivia using the RUSLE 3D model. Tesis de maestría, Wageningen University, Wageningen. 61 p.
- 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, 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.
- Eastman, R.J. 2015. *TerrSet Manual*. Clark University.
- Etter A., A. Andrade, K. Saavedra, P. Amaya & P. Arévalo. 2017. Estado de los ecosistemas colombianos: una aplicación de la metodología de la Lista Roja de Ecosistemas (Vers2.0). Pontificia Universidad Javeriana y Conservación Internacional-Colombia, Bogotá. 138 p.
- Fernández, M. & C. Zambrana-Torrel. 2015. La lista roja de ecosistemas como componente esencial del observatorio de la biodiversidad en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 50(2): 60-65.
- Fraser, B. 2018. China's lust for jaguar fangs imperils big cats. *Nature* 555: 13-14.
- FCBC (Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano). 2015. Plan estratégico 2016-2020. Informe no publicado, Santa Cruz. 73 p.
- GADSC (Gobierno Autónomo Departamental de Santa Cruz) -. 2011. Fisiografía y aptitud del uso del suelo en el departamento de Santa Cruz. Proyecto Implementación del Plan Departamental de Ordenamiento Territorial. Secretaría de Obras Públicas y Ordenamiento Territorial - Dirección de Ordenamiento Territorial, Informe técnico no publicado, Santa Cruz. 475 p.
- Hansen, M.C., P.V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S.A. Turubanova, A. Tyakavina, D. Thau, S.V. Stehman, S.J. Goetz, T.R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C.O. Justice & J.R.G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st – century forest cover change. *Science* 342: 850–853.
- Keith, D.A., J.P. Rodríguez., K.M. Rodríguez-Clark, K. Aapala, A. Alonso, M. Asmussen, S. Bachman, A. Bassett, E.G. Barrow, J.S. Benson, M.J. Bishop, R. Bonifacio, T.M. Brooks, M.A. Burgman, P. Comer, F.A. Comín, F. Essl, D. Faber-Langendoen, P.G. Fairweather, R.J. Holdaway, M. Jennings, R.T. Kingsford,

- R.E. Lester, R. MacNally, M.A. McCarthy, J. Moat, E. Nicholson, M.A. Oliveira-Miranda, P. Pisanu, B. Poulin, U. Riecken, M.D. Spalding & S. Zambrano-Martínez. 2013. Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS-ONE* 8(5): e62111.
- Key, C.H. & N.C. Benson. 2006. Landscape assessment: ground measure of severity, the composite burn index; and remote sensing of severity, the normalized burn ratio. pp. 219-273. En: Lutes, D.C., R.E. Keane, J.F. Caratti, C.H. Key, N.C. Benson, S. Sutherland & L.J. Gangi (eds.) *Fire Effects Monitoring and Inventory System*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden.
- Killeen, T.J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M.K. Steininger, G. Harper, L.A. Solórzano & C.J. Tucker. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia. *Ambio* 36: 600-606.
- Lo, A., S.A. El-Swaify, E.W. Dangler & L. Shinshiro. 1985. Effectiveness of EI30 as an erosivity index in Hawaii. pp. 384-392. En: El-Swaify, W., C. Moldenhauer & A. Lo (eds.) *Soil Erosion and Conservation*, Soil Conservation Society of America, Ankeny.
- Machado, M.L., J.S. Alves, I. Gomes, E.M. Viera & M.L.R. Simao. 2009. Levantamento sistemático dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) para o delineamento de áreas com potencial erosivo da bacia PN1 - IGAM, Minas Gerais (resultados parciais). Pp. 7733-7739. En: *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Natal.
- 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.
- Maffei, L., A.J. Noss, S.C. Silver & M.J. Kelly. 2011. Abundance/density case study: jaguars in the Americas. pp. 119-144. En: O'Connell A.F., J.D. Nichols & K.U. Karanth (eds) *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, Tokyo.
- Mamani, F., P. Pozo, D. Soto, D. Villaruel & J.R.I. Wood. 2010. *Libro rojo de las plantas de los Cerrados del oriente boliviano*. Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Darwin Initiative, Santa Cruz. 153 p.
- McDaniel, J., D. Kennard & A. Fuentes. 2005. Smokey the tapir: traditional fire knowledge and fire prevention campaigns in lowland Bolivia. *Society and Natural Resources* 18: 921-931.
- McFeeters, S.K. 1996. The use of normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing* 17: 1425-1432.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold & P. Pacheco. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* 12(3): 445-459.
- Müller, R., P. Pacheco & J.C. Montero. 2014. El contexto de la deforestación y degradación de los bosques en Bolivia: Causas, actores e instituciones. CIFOR, Bagor. 89 p.
- Navarro, G. & W. Ferreira. 2008. Memoria explicativa: mapas de vegetación, potencial forestal ecológico general y protección de la vegetación del Departamento de Santa Cruz. RUMBOL Srl., Santa Cruz. 164 p.
- Noss A., M. Kelly, H. Camblos & D. Rumiz. 2004. Pumas y jaguares simpátricos: datos de trampas-cámara en Bolivia y Belize. *Memorias Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica* 4: 229-237.

- Osipova, L. & F. Sangermano. 2016. Surrogate species protection in Bolivia under climate and land cover change scenarios. *Journal for Nature Conservation* 34: 107-117.
- Pacheco, L.F., Larrea-Alcázar, D.M., & D.M. López. 2010. Sobre el número de ecosistemas de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 45: 83-86.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Pickett, S.T.A. & M.L. Cadenasso. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331-334.
- Pinto-Ledezma, J.N. & M.K. Rivero. 2014. Temporal patterns of deforestation and fragmentation in lowland Bolivia: implications for climate change. *Climatic Change* 127: 43-54.
- Pivello, V. R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. pp. 129-154. En: Mistry, J. & A. Berardi (eds.). *Savanna and Dry Forests. Linking People with Nature*. Farnham, Ashgate.
- Polisar, J., B. de Thoisy, D.I. Rumiz, F.D. Santos, R.B. McNab, R. Garcia-Anleu, G. Ponce-Santizo, R. Arispe & C. Venegas. 2017. Using certified timber extraction to benefit jaguar and ecosystem conservation. *Ambio* 46(5): 588-603.
- Pontius, R. G., Jr. & A. Santacruz. 2014. Quantity, exchange and shift components of differences in a square contingency table. *International Journal of Remote Sensing* 35(21): 7543-7554.
- Puyravaud, J.P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 117: 593-596.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool & D.C. Yoder. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation. *Agricultural Handbook* (703): 1-404.
- Rodríguez, A. 2012. Cartografía multitemporal de quemas e incendios forestales en Bolivia: Detección y validación post-incendio. *Ecología en Bolivia* 47(1): 53-71.
- Rodríguez, J. P., D.A. Keith, K.M. Rodríguez-Clark, N.J. Murray, E. Nicholson, T.J. Regan, R.M. Miller, E.G. Barrow, L.M. Bland, K. Boe, T.M. Brooks, M.A. Oliveira-Miranda, M. Spalding & P. Wit. 2015. A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 20140003.
- Rodríguez, J.P., F. Rojas-Suárez & H. Giraldo Hernández. 2010. Libro rojo de los ecosistemas terrestres de Venezuela. Provita, Shell Venezuela y Lenovo, Caracas. 320 p.
- Römken, M.J.M., R.A. Young, J.W.A. Poesen, D.K. McCool, S.A. El-Swaify & J.M. Bradford. 1997. Soil erodibility factor (K). pp. 65-99. En: Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, D.C. Yoder (comp.) *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation*, United States Department of Agriculture, Washington, DC.
- Simonetti, D., A. Marelli, & H. Eva. 2015. IMPACToolbox. JRC technical report. European Commission, Joint Research Centre.
- Soille, P. & P. Vogt. 2008. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30(4): 456-459.
- Soisalo, M.K. & S.M.C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487-496.

- Tansley, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284-307.
- Vides-Almonacid, R., S. Reichle & F. Padilla. 2007. Planificación ecorregional del bosque seco chiquitano. Editorial Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano, Santa Cruz. 245 p.
- Vignieri, S. & J. Fahrenkamp-Uppenbrink. 2017. Ecosystem earth. *Science* 356(6335): 258-259.
- Vogt, P. 2015. Quantifying landscape fragmentation. Pp. 1239-1246. En: Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, João Pessoa.
- Vogt, P. & K. Riitters. 2017. GidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing* 50: 352-361.
- 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. 884 p.
- Wallace, R.B., H. López-Strauss, N.I. Mercado & Z.R. Porcel. 2013. Base de datos sobre la distribución de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia. DVD Interactivo. Wildlife Conservation Society, La Paz.
- Wood, J.R.I., F. Mamani, P. Pozo, D. Soto & D. Villarroel. 2010. Libro rojo de las plantas de los Cerrados del oriente boliviano. Darwin Initiative & Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Santa Cruz. 153 p.

Manejado por: Daniel Larrea-Alcázar

Recibido en: 4 julio 2018

Aceptado el: 7 septiembre 2018