

Artículo

Riesgos ambientales en las unidades hidrográficas de las serranías chiquitanas, departamento de Santa Cruz, Bolivia

Environmental risks in the hydrographic units of the Chiquitanian hills, Department of Santa Cruz, Bolivia

Oswaldo Maillard*, Julio Cesar Salinas, Sixto Angulo & Roberto Vides-Almonacid

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: hyllopezus@gmail.com, omillard@fcbc.org.bo

Resumen

Se presenta el análisis de un estudio de caso basado en datos de riesgos ambientales en el área de las serranías chiquitanas, el límite natural entre las grandes cuencas continentales del Amazonas y del Plata. Estas serranías son responsables de la generación de agua y patrones de precipitación que marcan las características del territorio. Se describe la severidad de las sequías para el periodo 1950-2018 con el índice PSEI y para los años 2010 y 2016 con el índice PDSI, la fluctuación temporal de la superficie de la Laguna Concepción, así como el impacto del cambio de la cobertura de vegetación en la erosión y sedimentación en el pasado (1986), presente (2016) y futuro potencial (2046). Los resultados obtenidos exponen que las sequías de 2010 alcanzaron niveles severos con el PDSI. Se muestra una marcada tendencia al incremento de la deforestación, especialmente para la cuenca San Julián, y se proyecta a futuro una disminución de la cobertura para la cuenca Cáceres. La cuenca Tucabaca presenta los niveles más altos de sedimentos retenidos producto de la erosión hídrica y se estima que esta tendencia permanecerá hasta el año 2046.

Palabras clave: Cambio climático, Chiquitania, Fuentes de agua, Sedimentación, Sequías.

Abstract

We present the analysis of a case study based on data from environmental risks in the area of the Chiquitania mountain range, the natural boundary between the large continental Amazon and Plata basin. These mountains are responsible for the generation of water and precipitation patterns that mark the characteristics of this territory. We describe the severity of droughts for the period 1950-2018 with the index PSEI and for years 2010 and 2016 with the index PDSI, temporal fluctuation of the surface of the Concepción lagoon, as well as the impact of the change in vegetation coverage on erosion and sedimentation in the past (1986), present (2016) and potential future (2046). The results obtained show that the droughts of 2010 reached severe levels with PDSI. Additionally, a marked tendency of increased deforestation is presented, especially for the San Julián basin, and a decrease in coverage for the Cáceres basin is projected in the future. The Tucabaca basin presents the highest levels of sediments retained as a result of water erosion and it is estimated that this trend will remain until the year 2046.

Key words: Climate change, Chiquitania, Droughts, Sedimentation, Water sources.

Recibido: 13.04.19, Aceptado: 25.06.19.

Introducción

Bolivia ha sufrido en las últimas décadas una serie de impactos climáticos que han agravado la situación de vulnerabilidad existente asociada a la degradación de suelos, deforestación, contaminación y sobreexplotación de recursos naturales. Los eventos extremos vividos en el país desde el año 2006 han generado pérdidas de bienes y flujos económicos por un valor que fluctúa entre 300 y 400 millones de dólares anuales (PNUD 2011). En 2014, las intensas lluvias causaron inundaciones en el departamento del Beni y en la mayor parte de la Amazonía boliviana. Estas precipitaciones han sido las mayores ocurridas desde que se

tienen registros meteorológicos (Blunden & Arndt 2017) y han tenido efectos devastadores para los habitantes de estas zonas, especialmente los pueblos indígenas, que en muchos casos han perdido todo lo que tenían. Si bien no se ha logrado establecer aún una relación entre los cambios previstos por efecto del calentamiento global y la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos, los diferentes modelos de escenarios proyectados del Cambio Climático (CC) muestran un futuro incierto, ya que se ha previsto que se producirán precipitaciones más fuertes y concentradas en

época de lluvias, y en contraposición también eventos de sequías extremas recurrentes (IPCC 2014).

Los cambios en las temperaturas y los patrones de precipitaciones hacen que la producción agrícola sea más riesgosa para campesinos pobres, así como también el abastecimiento a los mercados (OXFAM 2009). La variabilidad climática, las distintas plagas que afectan a los cultivos y los eventos climáticos extremos tienen un efecto negativo en la seguridad alimentaria puesto que generalmente tienen como resultado una disminución en la producción agrícola y por lo tanto la elevación y variación de los precios de los alimentos. Es altamente probable que la escasez de alimentos, la dificultad de las condiciones de vida o los desplazamientos de poblaciones a otros territorios a causa de eventos climáticos, serán causas generadoras de conflictos socioambientales (Stein 2018). En la actualidad, las principales fuentes de conflictos identificadas en Bolivia son las presiones sobre territorios indígenas, el uso, acceso y control del agua, el desarrollo de infraestructura vial (Herz 2013), expansión de la frontera extractiva, exploración de hidrocarburos en áreas protegidas (Romero-Muñoz *et al.* 2019) y la distribución de tierras en áreas de alto valor ecológico o servidumbres ecológicas, principalmente en la parte oriental del país, a diferentes grupos de nuevos asentamientos humanos.

Estas condiciones se están dando también en la región de las serranías chiquitanas, ubicadas en el este de Bolivia. Es altamente probable que las dinámicas socioeconómicas y ambientales que se presentan en la actualidad en la región chiquitana desencadenen situaciones que provoquen conflictos socioambientales debido a las presiones sobre el suelo y los recursos naturales. Por lo general, este tipo de presión acarrea el deterioro de los medios de vida, un limitado acceso al agua y el incremento de eventos extremos como sequías e inundaciones. Por este motivo, es importante entender las posibles consecuencias de estas dinámicas desde un análisis histórico, actual y una proyección futura. Más aún cuando se han identificado que de los 20 ecosistemas naturales presentes en las serranías chiquitanas, seis están en la categoría de En Peligro Crítico, 11 En Peligro, dos Vulnerable y uno de Menor Riesgo (Maillard *et al.* 2018).

Para una adecuada planificación del uso de los recursos hídricos, es fundamental evaluar los riesgos ambientales en las cuencas de aporte a los ríos, entendiendo que la definición de riesgo es la consecuencia eventual en situaciones en que algo de valor está en peligro y su desenlace es incierto, en tanto que el término impacto se refiere a las consecuencias o resultados de los efectos en los sistemas naturales y humanos (IPCC 2014).

En este sentido, este estudio muestra los resultados enfocados a evaluar los eventos críticos de sequía, deforestación y sedimentación en las unidades hidrográficas del área conocida como las serranías chiquitanas, como base para identificar en investigaciones posteriores las áreas de mayor riesgo ambiental.

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 propuesta por la Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano (FCBC 2015). La región de las SCh está ubicada en la zona central del departamento de Santa Cruz, tiene una extensión de 28.521 km² y comprende 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 (Fig. 1). Hasta hace algunos años el uso tradicional más común de la tierra era la ganadería, tanto en pastizales naturales como en áreas deforestadas; sin embargo, los nuevos asentamientos están desarrollando la agricultura mecanizada para la producción industrial de oleaginosas y otros cultivos anuales dando lugar a importantes cambios en el uso de suelo.

La región presenta una llanura plana a ondulada con una altitud de terreno que va desde 80 hasta 1.100 m con una cadena larga de serranías de diferente amplitud, tanto vertical como horizontal, formada por fallas transversales o erosión hídrica. Toma una dirección NO-O y E-SE (Vides-Almonacid *et al.* 2007). La cobertura natural de las SCh está caracterizada por presentar un mosaico de 20 ecosistemas que van desde formaciones boscosas (chaqueño, chiquitano) y sus transiciones, bosques ribereños, palmares, formaciones de cerrado (cerradao, campo rupestre), abayoy, afloramientos rocosos (lajas), sabanas inundables, vegetación de salares y vegetación acuática (Maillard *et al.* 2018).

El clima es tropical subhúmedo cálido con un período lluvioso en verano y seco en invierno, de poca variabilidad térmica media anual. La estación lluviosa se sitúa entre noviembre y marzo, con un máximo de precipitaciones en el mes de enero, y la época seca entre mayo y septiembre (Vides-Almonacid *et al.* 2007). Sin embargo, esto puede variar por fenómenos locales y microclimáticos como la orientación de las serranías, la presencia de lagunas, la cobertura vegetal, etc., que afectan las temperaturas y las precipitaciones. Por ejemplo, los datos de las estaciones de Roboré y San José de Chiquitos, las cuales distan entre sí por unos 117 km (distancia lineal), muestran una variabilidad de la precipitación por mes y año (Fig. 2).

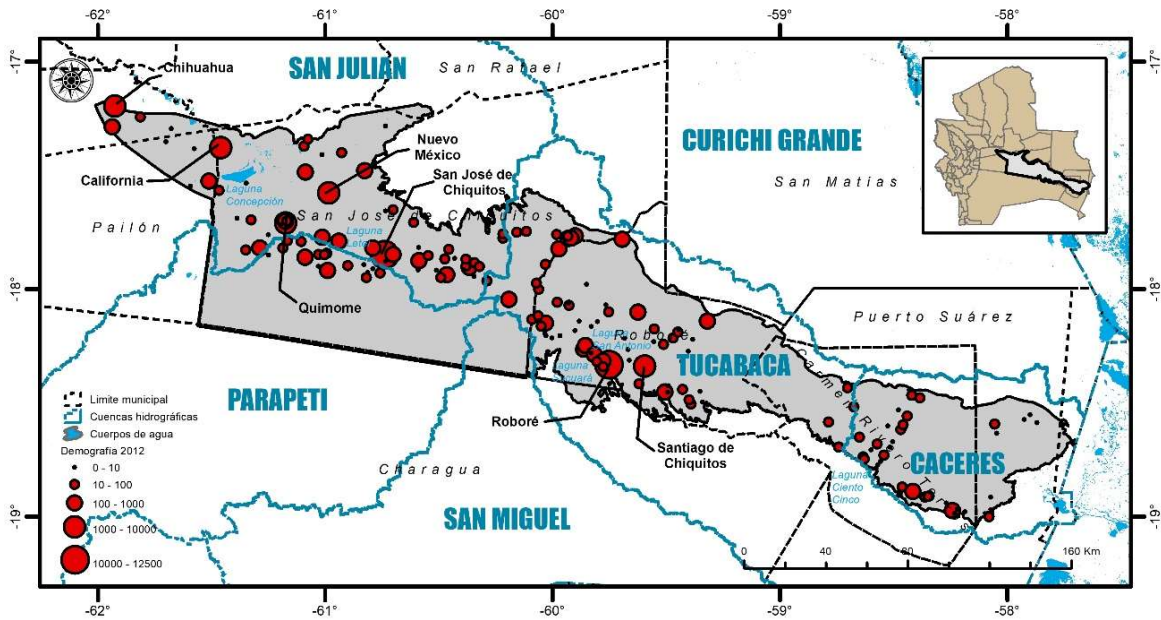


Figura 1. Unidades hidrográficas intermedias y poblaciones en el área de las serranías chiquitanas.

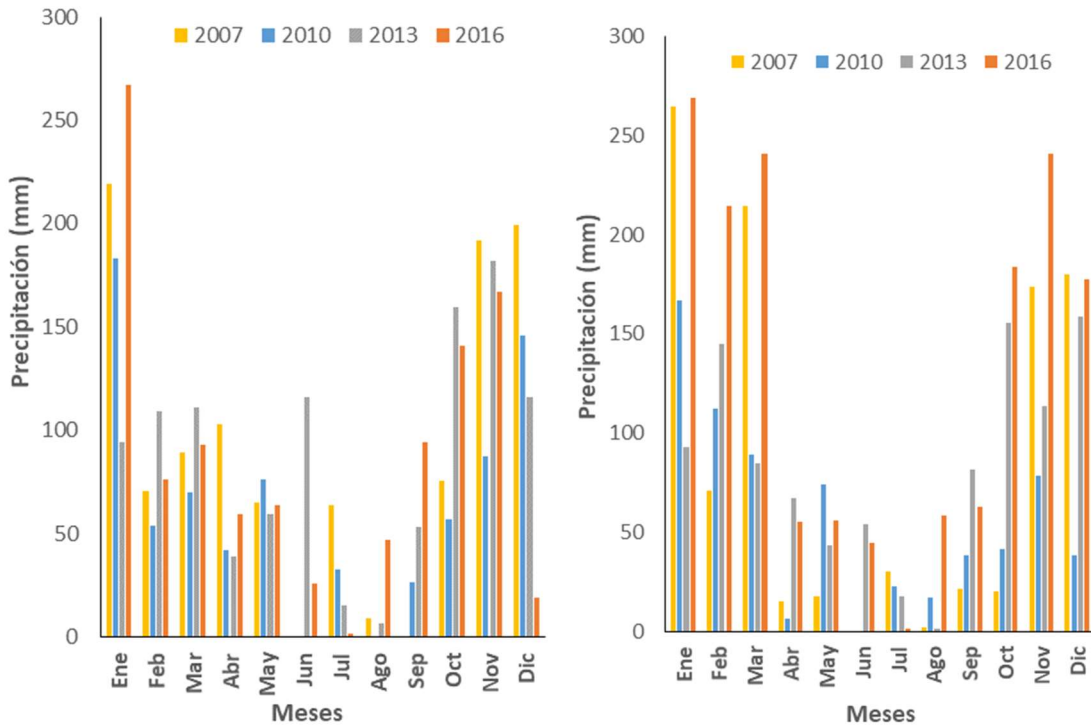


Figura 2. Variabilidad mensual y anual de las estaciones climáticas de Roboré (izquierda) y San José de Chiquitos (derecha), para 2007, 2010, 2013 y 2016.

Las SCh son responsables de la generación de agua e influyen en los patrones de precipitación que marcan las características del territorio. En cuanto a las aguas superficiales, el área se encuentra drenada por los afluentes que aportan a las cuencas del Plata y del Amazonas. Como indicador del funcionamiento ecológico, las cuencas brindan información sobre el estado de integridad ecológica de estos sistemas. Entre las unidades hidrográficas intermedias (nivel

4) que pertenecen a la cuenca del Amazonas se identifican las cuencas de los ríos San Julián (861.213 ha) y Parapetí (501.714 ha); en tanto que San Miguel (82.696 ha), Tucabaca (945.896 ha) y Cáceres (459.765 ha) corresponden a la cuenca del Plata (Fig. 1), aunque también se reconocen 214 unidades hidrográficas menores (nivel 8) (GADSC 2011). En el área de análisis, la cuenca del Tucabaca presenta la mayor superficie (33%) seguida por

San Julián (30%) y el resto de las cuencas en menor proporción.

En la cuenca de San Julián se sitúan la Laguna Concepción con una superficie de 6.481 ha y la Laguna Leteí con 22 ha (Fig. 3). Concepción fue declarada como sitio RAMSAR en el año 2002 debido a su importancia hídrica, concentración de fauna y especialmente por servir como área de paso de aves migratorias (MMAyA 2017). En 2009 fue constituida

como un área protegida (Quiroga *et al.* 2011) y actualmente es conocida como la Unidad de Conservación del Patrimonio Natural (UCPN)-Refugio de Vida Silvestre Departamental Laguna Concepción. En la cuenca Tucabaca se localizan la Laguna Sucuará (138 ha) (Fig. 3) y un humedal pequeño conocido como San Antonio (2 ha). En la cuenca de Cáceres se destacan El Ciento Cinco (27 ha) y otras dos lagunas sin nombre con una superficie de 125 y 57 ha, respectivamente.



Figura 3. Humedales en el área de las serranías chiquitanas. A. Laguna Concepción (Foto: Hermes Justiniano), B. Laguna Leteí (Foto: Hermes Justiniano), C. Laguna Sucuará (Foto: Oswaldo Maillard y Sixto Angulo).

En cuanto a las aguas subterráneas, según el International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC, <http://un-igrac.org>) el área de las SCh se localiza entre los acuíferos subterráneos conocidos como Amazonas y Agua Dulce. El agua se concentra en pequeñas a enormes cantidades disponibles de depósitos no consolidados y semiconsolidados compuestos de grava, arena, limo y arcilla, donde la profundidad del acuífero puede variar entre -70 a > -200 m; por lo que la perforación de pozos para extraer agua

(Fig. 1) depende de varios factores, uno de ellos la naturaleza de las rocas por donde fluyen los acuíferos, ya sean éstas sedimentarias o rocas ígneas efusivas altamente fracturadas (US Army Corps of Engineers 2004).

Métodos

Eventos de sequías

Las sequías pueden clasificarse según su génesis y/o efectos adversos en: meteorológicas, agrícolas, hidrológicas y

socioeconómicas (Ravelo *et al.* 2016). Este estudio se enfocó en analizar la sequía meteorológica utilizando el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI) y el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI).

Para el cálculo del SPEI, se realizó una revisión en el Monitor Global de Sequías (<http://spei.csic.es>) que proporciona información sobre las condiciones de sequía a escala global/regional y permite identificar el inicio y el final de los episodios de este tipo de riesgo para el periodo 1950-2018. El SPEI se calcula en función de la diferencia entre precipitación y evapotranspiración potencial, lo que explica los cambios de variaciones de temperatura y la precipitación (Vicente-Serrano *et al.* 2010). En este índice se considera que un período de sequía comienza cuando alcanza un valor de -1 (sequía moderada) pudiendo llegar hasta valores inferiores a -2 (sequía extrema). Los valores de SPEI pueden ser obtenidos para reflejar las condiciones hídricas en diferentes escalas de tiempo: un mes (SPEI-1), tres meses (SPEI-3), seis meses (SPEI-6), 12 meses (SPEI-12) y 24 meses (SPEI-24). Para un mejor análisis se consideró presentar el resultado de SPEI-3, ya que se considera como un índice de sequía a corto plazo (Beguiría *et al.* 2010).

El PDSI fue desarrollado para estimar las condiciones de la humedad edáfica e identificar situaciones de exceso, normalidad o deficiencia hídrica; se basa en el concepto de demanda-suministro de agua o balance hídrico. El procedimiento de cálculo requiere datos de precipitación, evapotranspiración potencial de una serie de al menos 30 años y la capacidad de retención de agua del suelo. La situación hídrica mensual se determina teniendo en cuenta las desviaciones de la humedad edáfica actual con respecto a un valor medio de la serie de datos considerada. Se considera que un período de sequía comienza cuando el PDSI alcanza un valor de -1 (sequía incipiente) pudiendo llegar hasta valores inferiores a -4 (sequía extrema). Se utilizaron datos de precipitación diaria (mm) y media anual (mm) de ocho estaciones de incidencia directa en el área estudiada, obtenidos del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENHAMI, <http://senamhi.gob.bo>). Estas estaciones son las de Camiri (1946-2017), Concepción (1942-2017), Puerto Suárez (1943-2017), Roboré (1943-2017), San Ignacio (1943-2017), San José (1943-2017), San Matías (1981-2017) y Viru Viru (1984-2017). Además, se utilizaron los valores de evapotranspiración (mm) del SENHAMI. El PDSI fue calculado para los años 2010 y 2016 con ayuda del programa SOS (Sistema Operativo de Sequías), diseñado conceptualmente por Ravelo *et al.* (2001) para identificar extremos hídricos (sequías y excesos hídricos). Posteriormente se realizó una interpolación con la técnica de distancia inversa ponderada (IDW) en ArcGis 10.5, y se calcularon los promedios mensuales y su

desviación estándar (\pm SD) para cada unidad hidrográfica para ambos años.

Fluctuaciones de humedales

Si bien en el área de las SCh se encuentran varias lagunas, se decidió evaluar solamente Concepción, debido a que es la más extensa en superficie, tiene mayor presión antrópica, es una unidad de conservación departamental (UCPN) y un sitio RAMSAR. Se determinó las fluctuaciones de estiaje y llenado de la laguna, así como también la transición de cambio del espejo de agua entre los años 1985 y 2015 a través de un script para este análisis en la plataforma Google Earth Engine (GEE; <https://earthengine.google.com>), ocupando como base el mapa global de superficie acuática de Pekel *et al.* (2016). Para determinar si la fluctuación temporal de la superficie de la Laguna Concepción tiene alguna relación con los eventos de sequías, se realizó un análisis de correlación lineal de Pearson entre el promedio anual de la superficie del espejo de agua con el índice anual obtenido con el SPEI-12.

Cambios en la cobertura terrestre

La cobertura de la vegetación fue obtenida mediante la clasificación de 18 imágenes de satélite Landsat 1986, 2001 y 2016. Las escenas fueron procesadas y clasificadas con ayuda del TerrSet 18.31 con la técnica supervisada de Mapas Auto-Organizados (SOM, Self-Organizing Map) de redes neurales artificiales (Eastman 2015) y el IMPACT Toolbox 3.3 (Simonetti *et al.*, 2015) con la técnica no supervisada K-means. Maillard *et al.* (2018), presentan una descripción detallada de la metodología donde se indica que la certeza de clasificación resultante para el año 2016 fue del 73%. La proyección de la transformación a futuro hasta el año 2046 fue modelada a través del módulo LCM (Land Change Modeler) (Eastman, 2015), y 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. Maillard *et al.* (2018), presentan una descripción detallada de esta metodología usada para determinar los cambios potenciales de la cobertura terrestre en las SCh. El nivel de incertidumbre de la modelación a futuro, obtenido con el Terrset fue de 0,5 en el índice ROC (Curva Operada por el Receptor).

Sedimentación

Para determinar la exportación y retención de sedimento en las microcuencas fue necesario realizar en el programa ArcGis 10.5, el cálculo de la erosión hídrica para los años 1986, 2016 y 2046 a través de la Ecuación Universal Revisada de Pérdida de Suelo (RUSLE), descrita por Renard *et al.* (1997). Se determinó 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. Para el análisis del año 2046 se realizó una modificación en el 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. Una descripción más detallada de la metodología usada para determinar la erosión en las SCh es presentada en Maillard *et al.* (2018). Como resultado de la RUSLE se obtuvo un mapa de erosión para los tres años. Posteriormente, se empleó el módulo Sediment Delivery Ratio model (SDR) del programa InVEST 3.5. (<http://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest>). El modelo SDR predice el sedimento liberado durante la erosión de flujo laminar, donde la relación de distribución de sedimentos para cada píxel es una función de la zona de pendiente ascendente y trayectoria de flujo de la pendiente descendente (Sharp *et al.* 2018). Para el análisis se introdujo un modelo digital de elevación (DEM, 30 m de resolución) elaborado con 10 escenas del sensor Aster GDEM versión 2 (<http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp>), los límites de las unidades hidrográficas nivel 8 elaborado por el GADSC (2011) y los factores usados en el análisis de erosión hídrica. En el umbral de acumulación de flujo se asignó un valor estándar de 1.000, en tanto que en el parámetro de Borselli K se usó el valor de 2 y en el parámetro Borselli ICO se empleó 0.5, con un máximo valor de 0.8 para SDR. El módulo InVEST realizó un cálculo para cada unidad hidrográfica de los valores de la cantidad total (t) de pérdida potencial de suelo en cada cuenca calculada (erosión potencial), la diferencia en la cantidad de sedimentos entregados (t) por la cuenca hidrográfica actual y una cuenca hidrográfica hipotética donde todos los tipos de uso de la tierra se han limpiado hasta el suelo desnudo, y la cantidad total (t) de sedimento exportado a la corriente por cuenca.

Resultados

Eventos de sequías

El SPEI del Monitor Global de Sequías identificó que entre los años 1950 y 2018 se evidenciaron diferentes escenarios en relación a la escala temporal (Fig. 4). En el área de las SCh un total de 32 meses tuvieron valores por debajo de -1 (sequía moderada), siendo el año 2002 el de mayor cantidad de meses (6) con este riesgo, seguido por 1986 (4 meses) y 2009 (3 meses); en tanto que en 2010 se reporta solo un mes (Fig. 4). Sin embargo, los datos obtenidos usando información pluviométrica para analizar PDSI con el programa SOS, muestran que en el 2010 todas las unidades

hidrográficas presentaron una tendencia negativa, comenzando con niveles casi normales en enero (-0.42 a -1.77) decreciendo en conjunto hasta sequía severa en diciembre (-3.18 a -3.39); siendo la cuenca Cáceres la que obtuvo el índice más bajo (Tabla 1). En cambio, para el año 2016 el escenario fue más húmedo (Tabla 1), comenzando con niveles casi normales en enero (-0.36 a +1.85), reduciéndose levemente en el mes de julio y volviéndose a incrementar hasta diciembre, llegando a niveles de humedad extrema en las cuencas Parapetí (+4.54) y San Julián (+3.76).

Fluctuaciones de la Laguna Concepción

Se pudo determinar que el espejo de agua entre 1985 y 2015 se ha reducido al 56.8%. Estas transiciones se refieren a cambios en el estado desde el principio hasta el final de la serie de tiempo, pero no describen lo que sucedió en los años intermedios. En tanto que, con el análisis de fluctuaciones de estiaje y llenado de la laguna, se estableció que en el año 1985 este humedal presentaba una superficie de 5.308 ha (Fig. 5). Desde entonces han ocurrido eventos de reducción del cuerpo de agua. El más severo comenzó en 2001, reduciendo la superficie de este humedal en el 2002 a 153 ha y llegándose a secar completamente el 2003. En 2007 presentó un área de solamente 18 ha y en 2009 se llenó nuevamente (2.471 ha), aunque existieron fluctuaciones mensuales considerables entre 2011-2013, para posteriormente presentar mejores niveles en el 2015 (3.864 ha). El coeficiente de correlación muestra que no existe una relación significativa entre la reducción del espejo de agua y la sequía registradas en el índice SPEI-12 ($R = -0.18$, $P = 0.9$).

Cambios en la cobertura terrestre

A nivel de unidades hidrográficas (nivel 4), el escenario de la deforestación actual muestra que la principal pérdida se centra en la llanura de la región oeste en la cuenca de San Julián, la cual presenta mayor superficie deforestada en relación a las otras cuatro cuencas, ya que se ha producido hasta el 2016 la pérdida de la cobertura natural de un 31.6% (Fig. 6). En este territorio se localizan colonias menonitas (municipios de Cuatro Cañadas, Pailón, San José de Chiquitos), que practican principalmente una agricultura mecanizada. En las proyecciones de cambio hasta el 2046, la tendencia a la deforestación se estabiliza en la cuenca de San Julián, pero se estima que los mayores cambios se producirán hacia el este de las SCh, en las áreas de la llanura de la cuenca de Cáceres, la cual podría presentar una pérdida de la cobertura natural de hasta el 81% (Fig. 6). En esta cuenca se concentran actualmente propiedades de actividad empresarial y comunidades campesinas de los municipios de Carmen Rivero y Puerto Suarez.

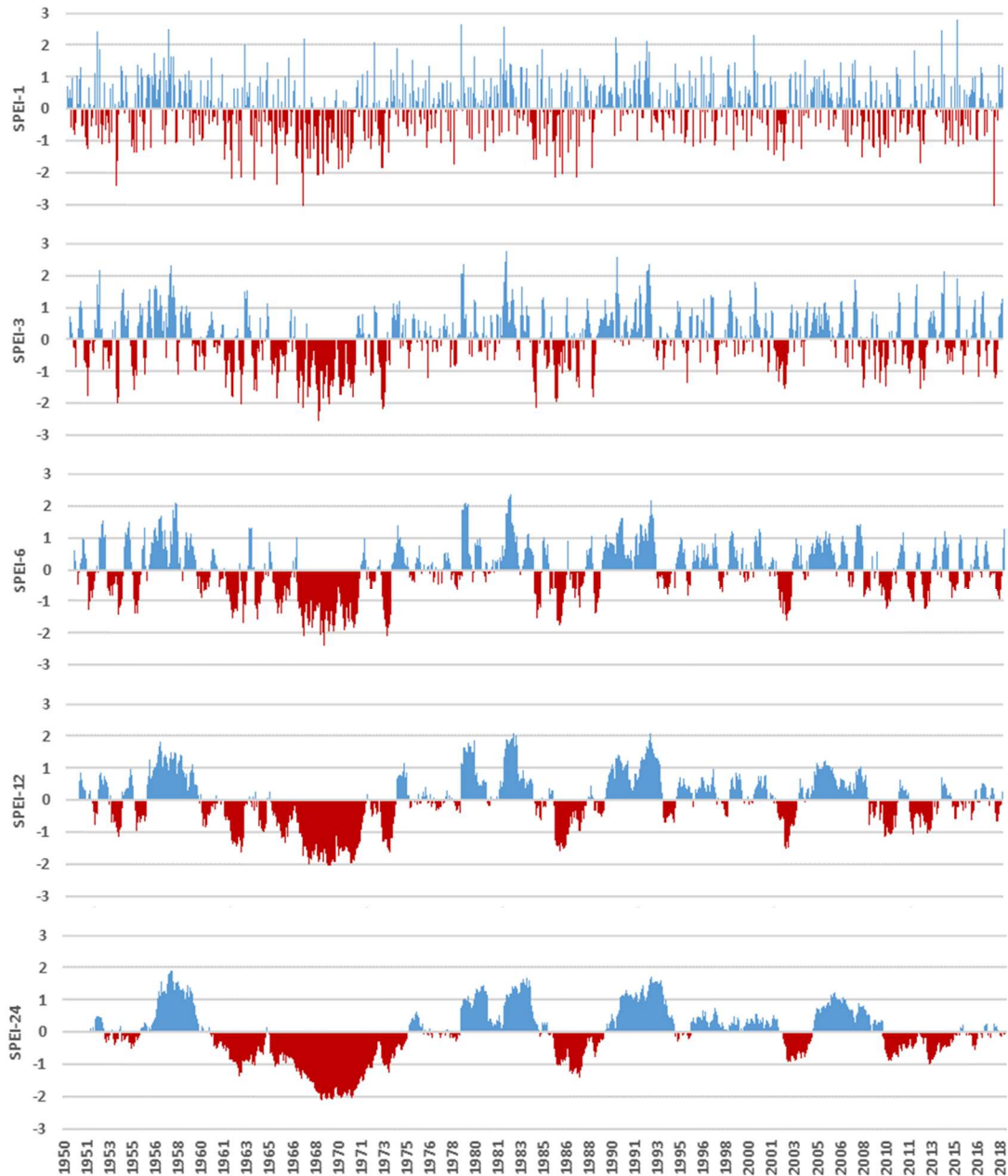


Figura 4. Comparación del SPEI para las serranías chiquitanas para el periodo 1950-2018, a una escala temporal de uno, tres, seis, 12 y 24 meses.

Sedimentación

La pérdida total del suelo por la acción hídrica en las SCh se incrementó en los últimos 30 años (1986-2016) a niveles que alcanzan las 67.390 t/ha/año. Hasta 2016, la cuenca con mayor riesgo de erosión fue San Julián (Fig. 6) debido al incremento de las áreas antrópicas, así como también por la erosión en las laderas con pendiente alta en las serranías y los alrededores de la Laguna Concepción. Sin embargo, las modelaciones generadas considerando el incremento de la precipitación hasta 2046, estiman que Cáceres será la cuenca con mayor problema de suelos erosionados, como consecuencia de la expansión de la ganadería en proximidades de la carretera. En cuanto al sedimento

arrastrado por el suelo erosionado, la cuenca donde ha existido mayor retención de sedimento entre 1986 y 2016 fue la de Tucabaca y se estima que esta tendencia permanecerá hasta 2046 (Fig. 6). Otra cuenca con el mismo problema es la de San Julián. En 2016 las unidades hidrográficas donde existió mayor exportación y retención de sedimento fueron la subcuenca Roboré-San Nicolás (UH 140126) con 71.7 Mt/año (cuenca Tucabaca), seguida por la subcuenca Concepción (UH 61003) en la cuenca San Julián con 51.6 Mt/año; que podría incrementarse hasta el año 2046 con valores de 81.4 y 58.2 Mt/año respectivamente (Fig. 6).

Tabla 1. Comparación de valores promedios (\pm SD) del índice PSDI para los años 2010 y 2016, por unidad hidrográfica de las SCh.

Unidades hidrográficas	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
2010												
Caceres	-1.77 (0.14)	-2.29 (0.18)	-2.47 (0.13)	-3.11 (0.17)	-2.95 (0.14)	-3.37 (0.13)	-3.44 (0.15)	-3.66 (0.14)	-3.6 (0.11)	-3.54 (0.08)	-3.63 (0.09)	-3.93 (0.16)
Parapeti	-0.42 (0.16)	-0.59 (0.19)	-0.92 (0.21)	-1.41 (0.2)	-1.34 (0.22)	-1.68 (0.24)	-1.59 (0.24)	-2.15 (0.17)	-2.09 (0.2)	-2.43 (0.17)	-2.52 (0.16)	-3.18 (0.04)
San Miguel	-0.98 (0.13)	-1.33 (0.18)	-1.75 (0.2)	-2.2 (0.19)	-2.11 (0.19)	-2.59 (0.22)	-2.51 (0.22)	-2.91 (0.18)	-2.93 (0.21)	-3.12 (0.17)	-3.17 (0.16)	-3.25 (0.01)
San Julian	-0.55 (0.27)	-0.74 (0.31)	-1.08 (0.34)	-1.58 (0.34)	-1.52 (0.38)	-1.87 (0.4)	-1.8 (0.41)	-2.28 (0.28)	-2.23 (0.31)	-2.55 (0.28)	-2.67 (0.29)	-3.27 (0.14)
Tucabaca	-1.24 (0.17)	-1.66 (0.22)	-2.1 (0.24)	-2.55 (0.23)	-2.46 (0.23)	-2.98 (0.27)	-2.91 (0.26)	-3.24 (0.22)	-3.29 (0.25)	-3.41 (0.22)	-3.44 (0.2)	-3.31 (0.07)
2016												
Caceres	1.71 (0.5)	2.35 (0.67)	2.23 (0.57)	-0.4 (0.07)	-0.4 (0.07)	-0.57 (0.06)	-0.95 (0.05)	-0.12 (0.17)	0.09 (0.19)	-0.21 (0.26)	-0.62 (0.38)	-1.33 (0.29)
Parapeti	1.85 (0.69)	1.96 (0.73)	2.63 (0.85)	2 (0.81)	2 (0.81)	1.83 (0.79)	1.471 (0.78)	2.8 (0.62)	2.88 (0.58)	3.83 (0.76)	4.16 (0.79)	4.54 (1.05)
San Miguel	0.22 (0.42)	0.17 (0.46)	0.32 (0.6)	-0.06 (0.52)	-0.06 (0.52)	-0.23 (0.53)	-0.61 (0.53)	1.24 (0.39)	1.55 (0.34)	2.13 (0.42)	2.37 (0.44)	1.25 (0.82)
San Julian	1.08 (1.39)	1.15 (1.46)	1.75 (1.63)	1.11 (1.6)	1.11 (1.6)	0.98 (1.55)	0.65 (1.5)	2.21 (1.19)	2.33 (1.11)	3.11 (1.44)	3.41 (1.49)	3.76 (1.74)
Tucabaca	-0.36 (0.49)	-0.45 (0.58)	-0.48 (0.75)	-0.9 (0.57)	-0.9 (0.57)	-1.08 (0.58)	-1.45 (0.59)	0.53 (0.45)	0.92 (0.39)	1.25 (0.53)	1.41 (0.59)	-0.21 (0.96)

Discusión

En los últimos años, Bolivia ha experimentado un crecimiento en la expansión de áreas urbanas y suburbanas, y una notoria ampliación de las zonas destinadas para uso agropecuario. Este crecimiento también ha provocado un incremento en la demanda y consumo de agua *per cápita*. El agua se ha convertido en un recurso natural cada vez más escaso y vulnerable (Urquidí 2012). En el departamento de Santa Cruz la principal procedencia y distribución de agua potable para consumo es por red de cañerías (83.4%) con un 92% para el área urbana y 45% para la rural (INE 2012). Una gran proporción de esta red es abastecida por una serie de fuentes de agua subterránea, principalmente de pozos de bombeo. En la región de las SCh existen áreas rurales que no cuentan con un adecuado suministro de agua, pero lo más preocupante es que existen zonas con asentamientos humanos vulnerables a las amenazas hídricas. En el área urbana, San José de Chiquitos y Roboré son las localidades que cuentan con mayor cantidad de información sobre usuarios, conexiones, caudales y perspectivas de demanda a futuro. San José de Chiquitos depende de las aguas de la vertiente de Sutó y de un sistema de 10 pozos subterráneos de 65-120 m de profundidad con caudales que oscilan entre 1.5 l/s y 5 l/s. Estos pozos dependen de la recarga que se origina en la UCPN-Parque Natural Departamental Histórico y Arqueológico Santa Cruz La Vieja (Cochrane 2011). Según los datos proporcionados por la Cooperativa de Servicios Públicos Iro de Mayo Ltda. (COMAYO), para

el suministro solo se estaría usando el 92% de la capacidad de esas fuentes por lo que no existe en la actualidad un déficit en la oferta de agua. Se estima que para 2019 la cantidad de conexiones en el área urbana se incrementará a 3.415.

En el caso de Roboré se provee agua para consumo doméstico desde los ríos San Manuel, Roboré y Urasiviquia. De acuerdo a la AAPS (2017), la Cooperativa de Servicios Públicos de Roboré (COSEPUR) es la entidad que suministra este recurso básico a 15.7 mil habitantes. La calidad de las aguas subterráneas tiene una relación directa con la precipitación, así como con el tipo y composición de las rocas (Urquidí 2012). Las aguas subterráneas y superficiales están interconectadas en muchos casos, por lo que las principales zonas de recarga de los acuíferos para el área son los humedales, los abanicos aluviales u otras zonas con suelos permeables (Cochrane *et al.* 2007). La región de las SCh es altamente frágil en términos de déficit hídrico (FAN 2015). Si bien hasta ahora no se han generado conflictos socioambientales por este recurso, es probable que surjan desavenencias a corto y mediano plazo entre comunidades, productores, población y autoridades (municipales, departamentales y nacionales), cuando no se pueda satisfacer la demanda de agua debido a las fuentes limitadas del recurso hídrico.

En cuanto a los eventos de sequías, estos pueden originarse por deficiencias en la precipitación durante un tiempo

extendido, y puede suceder en casi todas las zonas climáticas a pesar de tener éstas elevadas precipitaciones (Ravelo 2000). Los comienzos de una sequía son poco perceptibles pero una vez establecida puede identificarse por sus efectos negativos sobre las condiciones de pastoreo, la producción de cultivos, y la aceleración de la desertificación por la pérdida de cobertura vegetal en terrenos fácilmente erosionables. En 2010 se registró una de las sequías más extremas en la Amazonia, abarcando la ecorregión del bosque seco chiquitano (Marengo *et al.* 2011, Blunden & Arndt 2017, Erfanian *et al.* 2017).

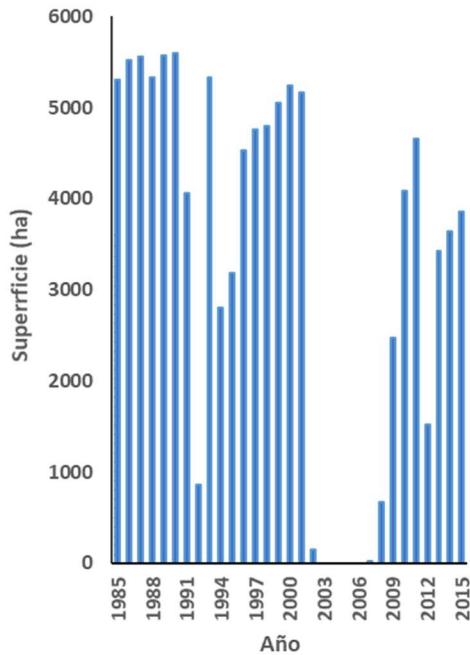


Figura 5. Las fluctuaciones del espejo de agua de la Laguna Concepción para el periodo 1985-2015.

En el caso del año 2016, Bolivia declaró una emergencia nacional puesto que la sequía afectó a cinco de sus nueve departamentos, esta situación se debió al impacto de las condiciones secas derivadas de El Niño y se prolongó hasta 2017 (Blunden & Arndt 2017). Erfanian *et al.* (2017) sugieren que la gravedad y la extensión de la sequía meteorológica del año 2016 en las regiones del Amazonas y NE del Brasil fue originada principalmente por la Temperatura Superficial del Mar (TSM) del Pacífico tropical (El Niño), superando a las de los años 2005 y 2010, que fueron causadas principalmente por la TSM del Atlántico tropical. Las sequías ocasionan un aumento de probabilidades de riesgo de incendios debido a la acumulación de materias secas. En la Chiquitania se registró una alarmante concentración de incendios en 2010 debido a

esta sequía (Rodríguez 2012, Devisscher *et al.* 2016). Para las SCh, Maillard *et al.* (2018) demostraron que las superficies de las cicatrices de quemadas en el 2010 fueron mayores en comparación a otros años, aunque las cifras presentadas eran erróneas (corrección: 428 ha en 1986, 89.249 ha en 2001, 92.914 ha en 2010 y 16.900 ha en 2016). Devisscher *et al.* (2016) indican que, debido a las interacciones entre las condiciones de sequía extrema y la rápida expansión de la frontera en toda la Chiquitania, se estima que hasta el año 2025 la probabilidad de aumento de riesgo será aproximadamente hasta 1.8 veces más que las estimaciones para el 2010. El análisis de sequía ha incluido solo las variables climatológicas, no considerado el efecto hacia las prácticas agrícolas, hidrológicas y socioeconómicas, y por lo tanto no se han considerado las pérdidas económicas y otro tipo de afectación.

Los humedales conforman uno de los ecosistemas más frágiles y vulnerables, almacenan agua de lluvia y constituyen una de las principales fuentes de abastecimiento para el ganado y la fauna silvestre en los periodos de sequía. La Laguna Concepción provee el servicio de atenuación de inundaciones para el río San Julián (Cochrane 2011). Considerando que no se ha detectado una relación significativa entre la sequía meteorológica con la reducción del cuerpo de agua, podríamos suponer que esta reducción podría deberse al uso del agua para la agricultura. En la cuenca alta del río Parapetí que alimenta este humedal, se ha intensificado la ampliación de áreas agrícolas que requieren un alto volumen de agua, como por ejemplo el cultivo del arroz. El desvío del agua podría ser un factor determinante en el régimen hídrico. La Laguna Concepción es uno de los humedales más susceptibles al impacto del riego con fines agroindustriales (Cochrane *et al.* 2007, Cochrane 2011). Sin embargo, sería pertinente analizar el promedio de la precipitación en el periodo de estiaje y su interacción con la deforestación y el uso del agua para la agricultura, con el objetivo de identificar los principales factores que determinan esta dinámica del humedal. Si este humedal desaparece se podrían ver afectadas las aves migratorias que, provenientes de Norteamérica y de la Patagonia, utilizan esta laguna como un paradero de descanso durante sus largas migraciones estacionarias (Cochrane *et al.* 2007). Numerosos estudios han sugerido que el cambio de uso de la tierra cubierta de bosque natural a agrícola tiene efectos dramáticos en las propiedades físicas del suelo que afectan al ciclo de agua (p.e., Zeng *et al.* 1996, Roy & Avissar 2002, Khanna *et al.* 2017), por lo que se deben tomar medidas apropiadas de ordenamiento territorial y control de los asentamientos, y uso del suelo.

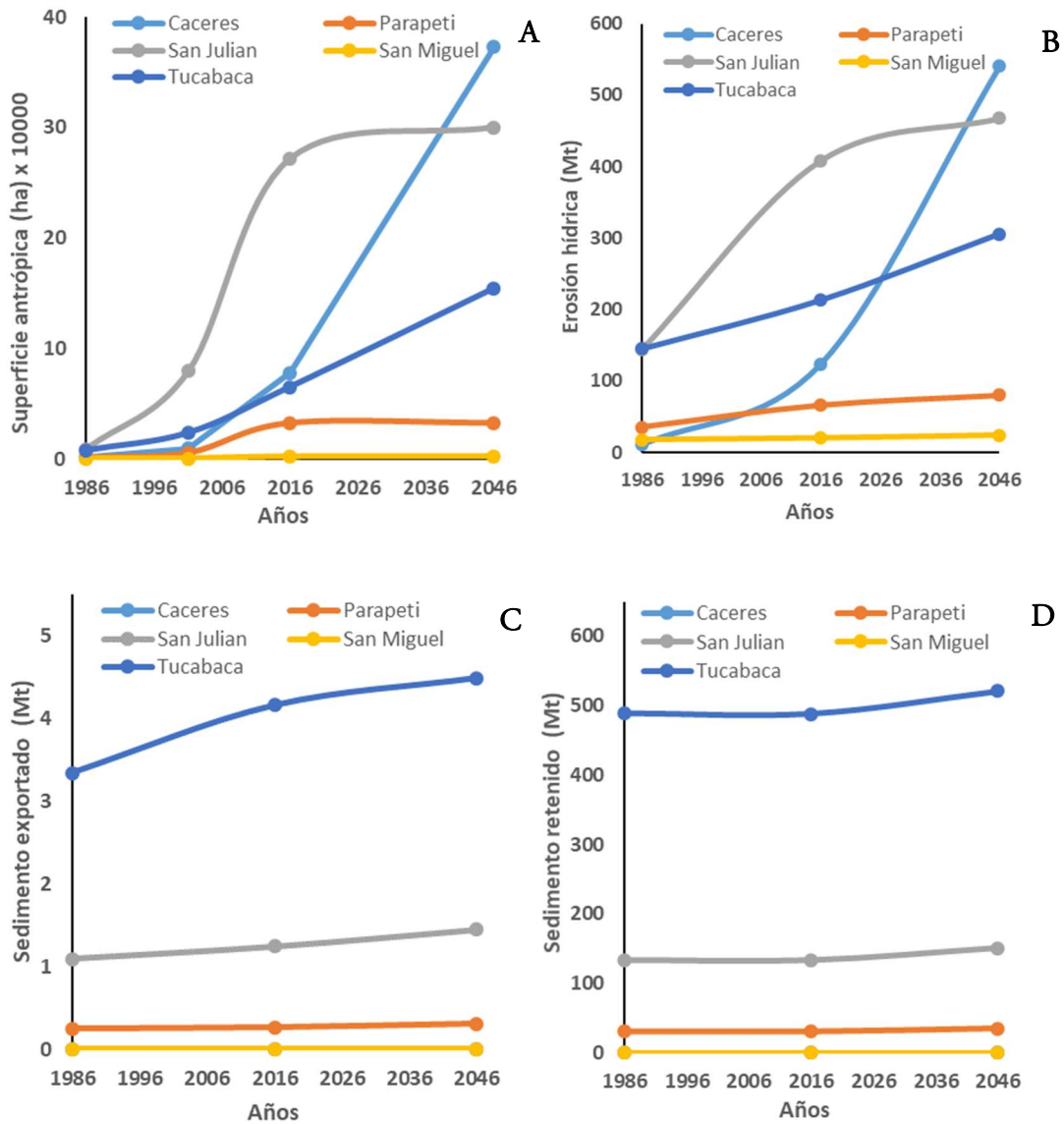


Figura 6. A. Tendencia de la deforestación en el periodo 1986-2016 y proyección a futuro hasta 2046 en las unidades hidrográficas intermedias del área de las serranías chiquitanas, y su impacto en la producción de cantidad de B. suelo erosionado, C. sedimento exportado y D. sedimento retenido.

En cuanto al riesgo de sedimentación, Cochrane (2011) realizó un análisis del riesgo de erosión en la UCPN-Refugio de Vida Silvestre Departamental Tucabaca, e identificó que las áreas en el sur de esta área protegida presentan alto riesgo de erosión, especialmente si se desmonta la vegetación natural en las laderas de las serranías, lo que podría provocar un alto impacto sobre la calidad del agua en las quebradas y ríos. Müller *et al.* (2012) y Maillard *et al.* (2018) presentaron una proyección de cambios en el uso de la tierra y los resultados de las tendencias son preocupantes. La falta de cobertura vegetal del suelo facilita la erosión hídrica, lo cual coadyuva el traslado de sedimentos cuenca abajo. En los humedales, como la Laguna Concepción, esto es un gran problema ya que reduce su capacidad de embalse (Cochrane

et al. 2007). 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 cambio climático, Seiler *et al.* (2013) utilizaron 35 modelos de circulación global en cinco escenarios de emisión para el periodo 2070-2099; con éstos proyectaron un aumento de la temperatura en el país de 2.5-5.9°C y pronosticaron una disminución de la precipitación del 9%, con la principal disminución durante los meses más secos (-19%). Thibeault *et al.* (2012) han pronosticado para Bolivia reducciones en la humedad del suelo durante el verano a

partir de aproximadamente el año 2020, como resultado de reducciones en la precipitación del verano y mayores tasas de evapotranspiración. Asimismo, FAN (2015) realizó una estimación para un escenario de 2030 de las fluctuaciones de precipitación y temperatura para todo el país, bajo el escenario de emisiones A2 sugerido por el IPCC, y se estima que en el área de las SCh, las precipitaciones en la época húmeda (noviembre, diciembre y enero) podrían incrementarse en un rango de 4.7–12.8%, donde los valores más altos se podrían concentrar principalmente en los alrededores del área urbana de Roboré y San José de Chiquitos y otras comunidades cuenca abajo de Tucabaca, lo que podría traer como consecuencia inundaciones de gran magnitud. Se estima además que para la época seca (junio, julio, agosto), la reducción de la precipitación alcanzaría un valor negativo de hasta el -27.6%, principalmente en las cuencas de San Julián y Tucabaca, ocasionando eventos de sequías recurrentes. En este sentido, las lagunas (p. ej. Concepción), los afluentes que suministran agua las comunidades y los acuíferos subterráneos se verían gravemente afectados. Medidas de adaptación ante los efectos del CC en la variabilidad climática en esta región deben ser evaluados y definidas a través de metodologías participativas con las localidades de las SCh.

Conclusiones

En el área de estudio se evidencian riesgos ambientales inducidos por los procesos de deforestación, fluctuaciones en los niveles hídricos de los humedales, entre otros factores vinculados al uso y ocupación del territorio. La deforestación a nivel general muestra que existe una tendencia de crecimiento y las estimaciones a futuro son preocupantes. Bajo este escenario, no se puede determinar el impacto y profundidad de los problemas socioambientales que se avecinan a partir de sequías. El incremento en la severidad de sequías durante la época de estiaje en la mayoría de las cuencas hídricas, podría aumentar la probabilidad de incendios e intensidad del fuego, así como la reducción de la provisión de agua en épocas críticas e incremento del riesgo de desastres naturales.

Se ha identificado además un incremento en los niveles de la erosión hídrica y la sedimentación en importantes zonas de recarga hídrica en los últimos 30 años; como por ejemplo en la cuenca de San Julián, específicamente en la unidad hidrográfica donde se sitúa la Laguna Concepción. Se deben realizar acciones prioritarias para evitar el transporte de sedimento cuenca abajo, que generan problemas de escorrentía afectando a los humedales, al mismo tiempo que la deforestación podría provocar un aumento en este arrastre. La Laguna Concepción pudo haber reducido su caudal por pérdida o disminución del aporte de sus afluentes, debido a las desviaciones de su alimentación o continuidad, por la

sedimentación, u otros factores aún no identificados como el cambio de uso de suelo a su alrededor.

Se recomienda la unificación de la información climática con las demandas de utilización del recurso hídrico y con la dinámica de gestión del territorio, de tal modo que se puedan modelar escenarios de cambios de las condiciones y de la dinámica de las cuencas hídricas en las SCh. Este análisis integrado podrá servir para elaborar adecuados planes y estrategias de gestión de riesgos y mitigación de efectos negativos sobre la población humana y sobre las actividades productivas, así como sobre la biodiversidad de esta frágil ecorregión.

Agradecimientos

Kristina von Stosch, Lilian Painter y dos revisores anónimos realizaron importantes sugerencias al manuscrito. A el Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales (CREAN) de Córdoba, por proporcionarnos el programa SOS, especialmente a Andrés Ravelo por su asistencia en el uso de metodología para el análisis de sequías.

Referencias

- AAPS (Autoridad de Fiscalización y Control Social de Agua Potable y Saneamiento Básico). 2017. Indicadores de desempeño de las EPSA reguladas 2016. Autoridad de Fiscalización y Control Social de Agua Potable y Saneamiento Básico, Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz. 180 p.
- 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.
- Beguiría, S., S.M. Vicente-Serrano & M. Angulo-Martínez. 2010. A multi-scalar global drought data set: the SPEIbase: A new gridded product for the analysis of drought variability and impacts. *Bulletin of the American Meteorological Society* 91: 1351–1354.
- Blunden, J. & D. Arndt. 2017. State of the Climate in 2016. *Bulletin of the American Meteorological Society* 98 (8).
- Cochrane, A.T. 2011. Elaboración y actualización de planes de manejo: Diagnóstico y manejo hidrológico. Laguna Concepción, Santa Cruz la Vieja y Valle de Tucabaca. Santa Cruz: Informe no publicado. 58 p.
- Cochrane, A.T., O. Rosales & T. Killeen. 2007. Agua, gas y agroindustria: Gestión sostenible de agua para riego agrícola en Santa Cruz, Bolivia. Conservation International, La Paz. 159 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, R.J. 2015. *TerrSet Manual*. Clark University, Worcester.

- Erfanian, A., G. Wang & L. Fomenko. 2017. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: Significantly under-predicted by tropical SST. *Scientific Reports* 7. 10.1038/s41598-017-05373-2.
- FAN (Fundación Amigos de la Naturaleza). 2015. Atlas socioambiental de las tierras bajas y Yungas de Bolivia. Fundación Amigos de la Naturaleza, Santa Cruz. 182 p.
- 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. Delimitación y codificación de las unidades hidrográficas del departamento de Santa Cruz. Servicio de Cuencas – SEARPI, Santa Cruz. Edición preliminar. 70 p.
- Herz, C. 2013. Conflictos socioambientales en los países andinos. Estado del arte de los conflictos socioambientales en Ecuador, Bolivia, Perú y Colombia. Perú: GIZ, Proyecto “Diálogo Regional sobre Manejo Ambiental de Recursos Naturales en los Países Andinos” - DIRMAPA 2013-2014, Lima. 78 p.
- INE (Instituto Nacional de Estadística). 2012. Censo de población y vivienda 2012. Obtenido de <http://censosbolivia.ine.gob.bo/webine/>
- IPCC. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra. 157 p.
- Khanna, J., D. Medvigy, S. Fueglistaler & R. Walko. 2017. Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. *Nature Climate Change* 7(3): 200–204.
- 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.
- Marengo, J., J. Tomasella, L. Alves, W. Soares & D. Rodríguez. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters* 38 (12): 1–13.
- MMAY (Ministerio de Medio Ambiente y Agua). 2017. Estrategia para la gestión integral de los humedales y sitios RAMSAR en Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz. 99 p.
- 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.
- OXFAM (Oxford Committee for Famine Relief). 2009. Bolivia, cambio climático, pobreza y adaptación. La Paz. 67 p.
- Pekel, J., A. Cottam, N. Gorelick & A. Belward. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature* 540: 418–22.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2011. Tras las huellas del cambio climático en Bolivia: Estado del arte del conocimiento sobre adaptación al cambio climático agua y seguridad alimentaria. La Paz. 76 p.
- Quiroga, D., N. Araujo, S. Espinoza & D. Larrea-Alcázar. 2011. Estudio de identificación de prioridades de conservación para el Sistema Departamental de Áreas Protegidas Gobierno Departamental Autónomo Santa Cruz, Santa Cruz. 21 p.
- Ravelo, A. 2000. Caracterización agroclimática de las sequías extremas en la región pampeana argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 20(2): 187–192.
- Ravelo, A., R. Zanvettor & W. Da Porta. 2001. Desarrollo de un sistema para la detección, seguimiento y evaluación de las sequías agrícolas en Argentina. *Revista Argentina de Agrometeorología* 1(2): 27–34.
- Ravelo, A., A. Planchuelo, R. Zanvettor & P. Boletta. 2016. Sistema de monitoreo y evaluación de las sequías en Argentina. *Agrometeoros* 24(01): 113–120.
- Renard, K., G. Foster, G. Weesies, D. McCool & D. 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.
- 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.
- Roy, S. & R. Avissar. 2002. Impact of land use/land cover change on regional hydrometeorology in Amazonia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107(D20): 1–12.
- Seiler, C., R. W. Hutjes & P. Kabat. 2013. Climate variability and trends in Bolivia. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 52: 130-146.
- Sharp, R., H.T. Tallis, T. Ricketts, A.D. Guerry, S.A Wood, R. Chaplin-Kramer, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, D. Pennington, G. Mendoza, J. Aukema, J. Foster, J. Forrest, D. Cameron, K. Arkema, E. Lonsdorf, C. Kennedy, G. Verutes, C.K. Kim, G. Guannel, M. Papenfus, J. Toft, M. Marsik, J. Bernhardt, R. Griffin, K. Glowinski, N. Chaumont, A. Perelman, M. Lacayo, L. Mandle, P. Hamel, A.L. Vogl, L. Rogers, W. Bierbower, D. Denu & J. Douglass. 2018. InVEST 3.6.0. User’s Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

- Simonetti, D., A. Marelli, & H. Eva. 2015. IMPACToolbox. JRC technical report. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg, 45 p.
- Stein, A. 2018. Cambio Climático y conflictividad socioambiental en América Latina y El Caribe. Ediciones Universidad de Salamanca. *América Latina Hoy Revista de Ciencias Sociales* (79): 9–39.
- Thibeault, J., A. Seth & G. Wang. 2012. Mechanisms of summertime precipitation variability in the Bolivian Altiplano: present and future. *International Journal of Climatology* 32(13): 2033–2041.
- Urquidi, F.B. 2012. Los recursos hídricos en Bolivia. Un punto de vista estratégico sobre la problemática de las aguas transfronterizas. Pp. 75-95. En: Juan Pedro Laclette & Patricia Zúñiga (eds.). *Diagnóstico del agua en las Américas*. Interamerican Network of Academies of Science, Foro Consultivo Científico y Tecnológico, México DF.
- US Army Corps of Engineers. 2004. Water resources assessment of Bolivia. Mobile District Topographic Engineering Center 118 p.
- Vicente-Serrano, S.M., S. Beguería & J.I. López-Moreno. 2010. A multi-scalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23(7): 1696–1718.
- 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.
- Zeng, N., R. Dickinson & X. Zeng. 1996. Climatic impact of Amazon deforestation-A mechanistic model study. *Journal of Climate* 9(4): 859–883.