

Áreas prioritarias de conservación en la cuenca Usumacinta. La aplicación de un enfoque multicriterio

Priority Conservation Areas (APC) in the Usumacinta watershed. The application of a multi-criteria approach

Grecia Cruz-Paz,* María Mercedes Castillo,* Alejandro Espinoza-Tenorio,* Luis Carlos Bravo-Peña,**^a Emmanuel Valencia Barrera,**^a M. Azahara Mesa-Jurado*

Recibido: 20/09/2017. Aprobado: 14/05/2018. Publicado en línea: 13/08/2018

Resumen. Las áreas prioritarias para la conservación (APC) se han establecido para proteger regiones biodiversas valiosas del creciente impacto humano. La cuenca transfronteriza del río Usumacinta es un importante reservorio cultural, hidrológico y biológico de Mesoamérica, donde, sin embargo, prevalecen importantes amenazas antropogénicas que han limitado los esfuerzos de protección de los recursos naturales. El presente trabajo desarrolla una evaluación multicriterio (EMC) de aspectos biológicos, hidrológicos y antropogénicos de la cuenca Usumacinta para identificar APC, es decir, aquellas áreas con la mayor aptitud de conservación de acuerdo con su grado de irremplazabilidad y vulnerabilidad. El modelo determina que aunque el 23.7 % del territorio son APC, menos de la mitad se encuentran bajo protección por alguna de las actuales 124 áreas protegidas (AP). Priorizar áreas de conservación dentro del esquema actual de protección de la cuenca facilitaría un manejo sistémico basado en las variaciones biofísicas y sociales regionales, complementando así los esfuerzos locales para proteger las 30 especies vulnerables presentes en la cuenca de los impactos de las actividades humanas. Los resultados del presente trabajo evidencian la importancia de buscar

oportunidades de colaboración en materia de conservación transfronteriza, pudiendo incrementar 4.9% (Guatemala) y 0.3% (México) la superficie nacional protegida.

Palabras clave: Mesoamérica, área protegida, irremplazabilidad, vulnerabilidad.

Abstract. Priority Conservation Areas (APC) has been established to protect hotspots from human impact. The Usumacinta watershed is an important reservoir for biological resources, fluvial ecosystems and cultural heritage in Mesoamerica; however anthropogenic threats limit conservation efforts. We develop a multicriteria analysis with biological, hydrological and anthropogenic criteria to identify APC, i.e. regions with higher conservation aptitude based on vulnerability and irreplaceability criteria. Our results indicate that 23.7% of the watershed are APC; however, less than half are protected by the 124 Protected Areas in the region. Prioritizing conservation areas within the current watershed protection scheme would facilitate systemic management based on regional biophysical and social variations, thus

* El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Villahermosa. Carretera a Reforma Km. 15.5 s/n. Ra. Guineo 2da. Sección, Villahermosa, Tabasco, México. C.P. 86280. Email: grcruz@ecosur.edu.mx, mmcastillo@ecosur.mx, aespinoza@ecosur.mx, mmesa@ecosur.mx.

** Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ), División Multidisciplinaria Cuauhtémoc, Carretera Cuauhtémoc-Anáhuac km.3.5, Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua, 31600, México. Email: luis.bravo@uacj.mx

*** El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad San Cristóbal de las Casas. Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, 29290, México. Email: evalenci@ecosur.mx

^a Autor de contacto.

complementing local efforts to protect 30 vulnerable species that inhabit the watershed from the impacts of human activities. Our results open new opportunities for collaboration in transnational conservation, increasing between 0.3% (Mexico) and 4.86% (Guatemala) the national protected area in the Usumacinta watershed.

Key words: Mesoamerica, protected areas, vulnerability, irreplaceability

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas son una importante causa de pérdida de biodiversidad y se estima que el 51.4 % de la superficie del planeta ya ha sido transformada por estas actividades (Watson, Jones, Fuller, Marco, Segán, Butchart, Allan, McDonald-Madden, Venter, 2016). Para mitigar los procesos de pérdida de biodiversidad se han identificado regiones del territorio que poseen valiosos atributos biofísicos y socioeconómicos que, no obstante, están en riesgo inminente por causas naturales o humanas (Chávez González, González Guillén, Hernández de la Rosa, 2015). El propósito de establecer áreas prioritarias para la conservación (APC) está orientado a asegurar la persistencia del hábitat de especies y los procesos ambientales asociados a estos (Knight, Cowling, Rouget, Balmford, Lombard, Campbell, 2008), pues en ellas se incluyen las especies de todos los taxones conocidos en una región y así fungir como referente para los tomadores de decisiones y las políticas públicas (Chávez González *et al.*, 2015). Las APC buscan complementar los esfuerzos de conservación con las áreas protegidas (AP) que se encuentran en regiones sujetas a fuertes presiones antropogénicas (Margules, Pressey y Williams, 2002).

La identificación de APC comenzó a principios de los años noventa con ejercicios a nivel mundial basados en diversos tipos de enfoque apoyados en conceptos ecológicos como la vulnerabilidad, irremplazabilidad y representatividad (Schmitt, 2011). En las evaluaciones con enfoque proactivo se priorizan aquellos sitios con baja vulnerabilidad que aún conservan grandes regiones inalteradas (Bryant, Nielsen y Tangle, 1997; Mittermeier, Mittermeier, Brooks, Pilgrim, Konstant, da Fonseca, Kormos, 2003), mientras en los análisis

con enfoque representativo se priorizan áreas con alto grado de irremplazabilidad, sin considerar su vulnerabilidad (Olson y Dinerstein, 1998, 2002; Brooks, Mittermeier, da Fonseca, Gerlach, Hoffmann, Lamoreux, Mittermeier, Pilgrim, Rodrigues 2006). En cambio, en los ejercicios con enfoque reactivo se determinan zonas de alta vulnerabilidad e irremplazabilidad (Hoekstra Boucher, Ricketts, Roberts, 2005), como en los casos en los que se identifican *hotspots* de biodiversidad (Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca, Kent, 2000).

No obstante, a escala regional la identificación de APC regularmente se basa en necesidades locales, pudiendo definirse a partir de una especie, taxón o todas las especies de un área, buscando el menor número de áreas necesarias para representarla o aquellas que maximicen la probabilidad de persistencia (Bonn y Gaston, 2005). Además, los actuales análisis remarcan la necesidad de integrar las principales amenazas a las que se enfrenta la biodiversidad, como la expansión de tierras de cultivo (Phalan, Bertzky, Butchart, Donald, Scharlemann, Stattersfield, Balmford, 2013) y el cambio climático (Iwamura, Guisan, Wilson, Possingham, 2013), así como aspectos políticos (Schmitt, 2011), referentes a la capacidad y gobernanza política e institucional de una región (Brooks *et al.*, 2006) o sus procesos socioeconómicos (Freudenberger, Hobson, Schluck, Kreft, Vohland, Sommer, Reichle, Nowicki, Barthlott, Ibsch *et al.*, 2013).

En el caso de regiones transfronterizas como la que nos ocupa en el presente trabajo, el proceso de identificación y delimitación de APC se torna aún más complejo. La cuenca del río Usumacinta es un territorio compartido por Guatemala, México y Belice, que destaca como un importante reservorio cultural, hidrológico y biológico (March Mifsut y Castro, 2010). Esta enorme área de 73 192 km² (Kauffer Michel, 2011) forma parte de Mesoamérica, *hotspot* que aún conserva el 20% de su vegetación primaria (Myers *et al.*, 2000), y posee bosques ecológicamente intactos o de frontera (Bryant, Nielsen, Tangle, 1997). Toda la biodiversidad que depende del Usumacinta, el último gran río en México sin represar, ha proporcionado históricos beneficios a los habitantes de la región; tan solo los servicios ambientales de la parte mexi-

cana se encuentran valorados en 23 000 millones de dólares anuales (Sáenz-Arroyo, 2015). Sin embargo, la biodiversidad de la cuenca es vulnerable, y ecosistemas prioritarios, como la ecoregión de coníferas localizada en la cuenca, están catalogados en estado crítico (Olson y Dinerstein, 1998, 2002). Las fuertes presiones sobre los recursos naturales permanecen por la apertura de caminos, sobrepesca, canalización, desvíos y contención de cauces, caza furtiva, especies introducidas y crecimiento urbano (March Mifsut y Castro, 2010). Además, existen proyectos hidroeléctricos (CFE, 2002) que amenazan con interrumpir la conectividad del cauce principal del río.

Para aminorar el impacto de las actividades antropogénicas sobre la biodiversidad de la cuenca del Usumacinta se han decretado múltiples AP desde 1979. Pese a estos instrumentos, los procesos de deterioro siguen incrementando y urgen herramientas reactivas que permitan priorizar los esfuerzos de conservación en la región. El presente trabajo pretende identificar áreas de alta irremplazabilidad y vulnerabilidad en la cuenca del río Usumacinta con ayuda de sistemas de información geográfica (SIG) y una Evaluación Multicriterio (EMC), en aras de apoyar la toma de decisiones en materia de política ambiental que permita justificar la entrada de nuevas áreas de protección o mejorar los planes de manejo de las actuales, así como insumos para el ordenamiento ecológico y territorial de la región.

La EMC es una técnica cuantitativa utilizada como herramienta en la identificación de APC (De Barros, Macdonald, Matsumoto, Paula, Nijhawan, Malhi, Macdonald, 2014; Farashi, Naderi y Parvian, 2016), que permite identificar la solución espacial óptima para diferentes objetivos, a partir de la ponderación y superposición espacial de la información cartográfica relevante al objeto de estudio (Malczewski y Rinner, 2015). La técnica implica definir el objetivo del análisis, o problema que se intenta resolver, los criterios o factores espaciales que definen la aptitud del espacio al problema bajo análisis, el peso que tendrán estos factores, y la técnica bajo la cual los factores serán añadidos o superpuestos entre sí (Gómez Delgado y Barredo Cano, 2005). Su ventaja radica en que pueden utilizarse numerosos criterios o indicado-

res a cualquier escala, unidad de medida o límite territorial (Chávez González *et al.*, 2015).

ÁREA EN ESTUDIO

El río Usumacinta se conforma por el río Negro o Chixoy, también denominado río Salinas sobre la línea fronteriza de México y Guatemala, y por el río de la Pasión, los cuales confluyen en el sitio arqueológico llamado Altar de los Sacrificios (IGM, 1987b; INEGI, 2004); el afluente sigue su curso aproximadamente 42 km hasta unirse con el río Lacantún, a la altura de la localidad mexicana Benemérito de las Américas, en el municipio con el mismo nombre (IGM, 1987a; INEGI, 2005), y continúa otros 281 km hasta Bajo Netzahualcoyotl, municipio de Balancán, donde se une con el río San Pedro (INEGI, 2003). El cauce continúa por 266 km hasta Tres Brazos, municipio de Centla, cuando finalmente confluye con el río San Pedrito y el río Grijalva (INEGI, 2001), desembocando en el Golfo de México (Figura 1).

El gradiente fisiográfico de la cuenca del río Usumacinta se origina en la región montañosa de la Sierra Madre, en los departamentos guatemaltecos de Huehuetenango, Quiché y Totonicapán de la provincia fisiográfica Tierras altas sedimentarias, así como en los municipios mexicanos de Chanal, Huixtán y Oxchuc en la provincia de Los Altos de Chiapas. Aguas abajo estos dan paso a las Tierras bajas interiores del Petén, al Cinturón Plegado del Lacandón y la Sierra Lacandona, que finalizan en la Llanura y Pantanos Tabasqueños y la Plataforma Sedimentaria de Yucatán (Cervantes-Zamora, Cornejo-Olguín, Lucero-Márquez, Espinoza-Rodríguez, Miranda-Viquez, Pineda-Velázquez, 1990; MAGA, 2002). El clima de la cuenca varía desde templado subhúmedo en las regiones montañosas hasta cálido húmedo en la planicie (García, 1998; MAGA, 2001).

Culturalmente, el territorio destaca por albergar a pobladores de las etnias de los lacandones y choles, descendientes directos de los mayas, y al menos otros veinte grupos étnicos (Cabrera y Cuc, 2002), entre ellos a los chontales, en la parte baja de la cuenca (Maimone-Celorio, Aliphath, Martínez-

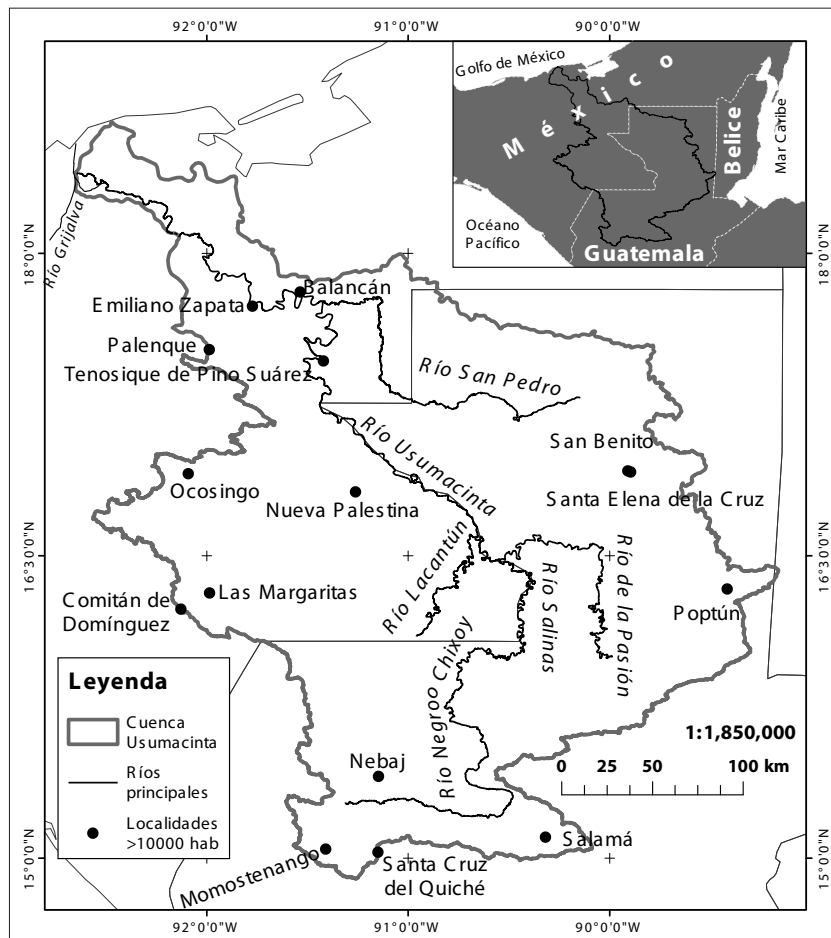


Figura 1. Cuenca transfronteriza del río Usumacinta conformada por Guatemala (57.9 %), México (42 %) y a Belice (0.1 %). Fuentes: Laboratorio de análisis de información geográfica y estadística LAIGE de El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática INEGI, Sistema Nacional de Información Territorial SINIT.

Carrera, Ramírez-Valverde, Valdéz-Hernández, Macías-Laylle, 2006). Posee una gran biodiversidad y especies emblemáticas como el tapir, el jaguar, el ocelote y la guacamaya roja (March Mifsut y Castro, 2010), y aún mantiene grandes remanentes de bosque de la Selva Maya, un área importante de bosque subtropical húmedo en Mesoamérica, que originalmente abarcaba desde Chiapas, hasta Yucatán, Guatemala y Belice (Norris, Wibwer y Morales Marín, 1999).

METODOLOGÍA

El arreglo metodológico seguido para la EMC incluyó siete etapas (Figura 2). Se identificaron nueve factores espaciales de aspectos biológicos,

hidrogeomorfológicos y antropogénicos de la cuenca Usumacinta (Cuadro I), que se reclasificaron en función de su aptitud de conservación y se estandarizaron en una escala continua (FUZZY, IDRISI Selva 17.00), mediante una función de pertenencia de lógica difusa (Eastman, 2012).

Identificación de factores

El factor biológico está representado por los taxones amenazados en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés). Los rangos de distribución de las especies vulnerables (VU), en peligro (EN) y peligro crítico (CR) de la cuenca Usumacinta se agruparon por taxón. Se le asignó una mayor aptitud de conservación al territorio donde el mayor número de taxones amenazados se sobrepuso (Ven-

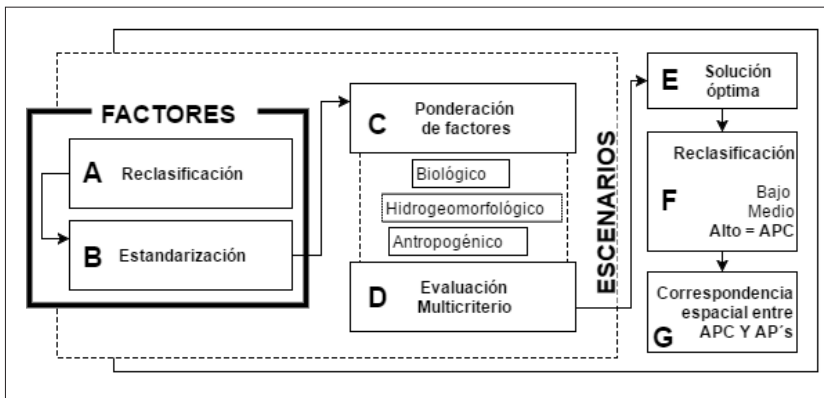


Figura 2. Diagrama metodológico para la identificación de áreas prioritarias de conservación.

ter, Fuller, Segán, Carwardine, Brooks, Butchart, Di Marco, Iwamura, Joseph, O'Grady, Pissingham, Smith, Venter, Watson, 2014; Campos, Llorente, Rincón, Lourenço-de-Moraes, Solé, 2016).

Los factores hidrogeomorfológicos considerados fueron: morfografía, cuerpos de agua, distancia a cuerpos de agua y disección horizontal. La morfografía, o disección vertical (DV) por km², hace referencia a la amplitud del relieve; es decir, la distancia vertical entre los puntos de mayor y menor altitud de una unidad (Priego, Bocco, Mendoza, Garrido, 2010). Se le asignó una mayor aptitud de conservación a las regiones de mayor elevación y relieve más abrupto, debido a su difícil acceso y menores disturbios (Farashi, Naderi, Parvian, 2016).

En relación con el segundo factor, se llevó a cabo una clasificación supervisada para identificar los cuerpos de agua observables a escala 1:100 000 (calidad cartográfica= 87%). Para cada imagen de satélite Landsat 8 se generó un COMPOSITE con las bandas 3, 4 y 5, a partir de donde se digitalizaron campos de entrenamiento con cuatro clases: agua, concreto, desmonte y vegetación. De estas clases se extrajeron las firmas espectrales a partir de seis bandas (2, 3, 4, 5, 6 y 7) y un índice basado en el NDVI (Banda 2-Banda 5) / (Banda 2+Banda 5). Considerando que incluso pequeños cuerpos de agua funcionan como refugios de biodiversidad (Biggs, von Fumetti y Kelly-Quinn, 2016), todos tuvieron la máxima prioridad de conservación.

A partir de los cuerpos de agua se calculó la distancia euclidiana entre píxeles, con la finalidad de identificar regiones con el mayor acceso al agua.

El factor de distancia a los cuerpos de agua asume que este espacio ocurren los procesos de migración (1.0 km) y dispersión de los anfibios (1.0–10.0 km) (Semlitsch, 2008), el único taxón con desplazamiento limitado fuera del agua de este estudio. A partir de los 10 km lineales del centro de cuerpos de agua, la aptitud disminuye conforme más se aleja.

La disección horizontal se obtuvo a partir de la red hidrológica, calculando la densidad de drenaje con la longitud total de corrientes de agua por km², para ubicar los sitios con mayor o menor grado de humedad en el paisaje, otorgándole mayor aptitud a áreas con mayor densidad de drenaje (> 5 km/km², clase 1), y la menor aptitud a las de menor densidad (< 0.3 km/km², clase 7) (García Coll, Ramírez, Niño Cruz, Rivas Alfonso, 2011).

El grupo de factores antropogénicos incluye cuatro variables: densidad de población, tasa de deforestación y regeneración vegetal, índice de antropización de cobertura vegetal del paisaje y distancia a las carreteras. La densidad de población se calculó por km² a partir de la población total por localidad. Debido a que la población humana también ha sido un referente para inferir el grado de influencia en la biodiversidad, y mientras menor sea la densidad menor será su influencia (Sanderson, Jaiteh, Levy, Redford, Wannebo, Woolmer, 2002), se asignó mayor aptitud de conservación a las áreas con población ≤ 5 personas/km² (Mittermeier *et al.*, 2003), seguidas de aquellas entre 6-10 personas/km² (Sanderson *et al.*, 2002), y menor prioridad de conservación a aquellas que presentan población mayor a 11 personas/km².

Para la tasa de deforestación y regeneración vegetal se estimó el cambio de uso de suelo en la cuenca a través de la tasa de deforestación en el período 2001-2013 mediante la reclasificación en “Natural” y “No natural” de la cobertura de suelo tipo 1 IGBP de MODIS (MODIS, 2012) (Anexo I), mediante la siguiente fórmula (Puyravaud, 2003; Vuohelainen, Coad, Marthews, Malhi, Killeen, 2012):

$$q = \left[\frac{A_2 \frac{1}{t_2 - t_1}}{A_1} - 1 \right] * 100$$

donde:

q= Tasa anual de deforestación (%)

A₁= Cobertura forestal en el año inicial

A₂= Cobertura forestal en el año final

t₁= Año inicial

t₂= Año final

Considerando que las menores tasas de deforestación están asociadas a altas reservas de carbono y APC para el jaguar (De Barros *et al.*, 2014), se le otorgó la mayor aptitud de conservación a aquellas áreas asociadas con procesos de regeneración vegetal, es decir, con valores positivos en la tasa anual de deforestación y regeneración vegetal, mientras que a aquellos valores negativos se les otorgó menor aptitud de conservación, al estar asociados con procesos de deforestación.

El índice de antropización de la cobertura vegetal del paisaje permite conocer el grado de alteración de la cobertura vegetal por unidades de paisajes (Priego *et al.*, 2004) y mide el grado de influencia humana en el paisaje (Steinhardt, Herzog, Lausch, Müller, Lehmann, 1999). Se calculó por km² a partir de cartografía compuesta por una cobertura del año 2013 tipo 1 IGBP de MODIS, cuerpos de agua y localidades urbanas (OpenStreetMap®), mediante la fórmula de Shishenko (1988).

$$IACV = \frac{\sum_{i=1}^n ri * Aij}{ATj}$$

donde:

IACV: Índice de antropización de la cobertura vegetal del paisaje

ri: Grado de transformación antropogénica de los paisajes del tipo i de utilización o ponderación del grado de transformación antropogénica

Aij: Área dedicada al tipo de utilización i en el geocomplejo j

ATj: Área total del paisaje j

La mayor aptitud de conservación se le otorgó a zonas con el menor grado de perturbación humana, de acuerdo con la categorización propuesta Mathews Fernández (2011), donde relaciona la degradación de los suelos con la alteración de la cubierta vegetal.

Con el factor de distancia a la carretera se recopiló información de carreteras y caminos, a partir de la cual se obtuvo la sumatoria de la longitud total de las vías de comunicación por área. Posteriormente, con operadores de contexto espacial se calculó la distancia euclidiana de cada pixel respecto a las carreteras adyacentes, con la finalidad de identificar las regiones más accesibles, ya que el acceso humano a través de carreteras facilita incursiones a pie mayores a 5 km, permitiendo la extracción de grandes mamíferos (Peres y Lake, 2003), así como índices de deforestación mayores a 95% en los primeros 5.5 km que las rodean (Barber, Cochrane, Souza, Laurance, 2014).

En el Cuadro 1 se recopilan los factores y criterios considerados para la identificación de las APC:

Ponderación de factores por escenario

El procedimiento de ponderación utilizó como eje la técnica de análisis jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés), para ordenar la importancia de diversos criterios en una escala continua a través de la comparación pareada entre ellos (Saaty, 2008). Dicha ponderación se realizó bajo tres escenarios con prioridades diferentes, donde los factores tienen un peso distinto: biológico, hidrogeomorfológico y antropogénico (Cuadro 2). El primero identificó regiones con especies amenazadas; el segundo, zonas con el mayor acceso al agua y propensa a menores disturbios, y el tercero, aquellas áreas con los menores impactos debido a la antropización. En

Cuadro 1. Criterios para la identificación de áreas prioritarias de conservación en la cuenca Usumacinta.

Grupo	Factor	Fuente de información	Clase	Reclasificación*
Biológico	Taxones amenazados IUCN (VU, EN, CR)	Distribución de especies amenazadas ¹	1	4 taxones
			2	3 taxones
			3	2 taxones
			4	1 taxón
Hidrogeomorfológico	Morfografía	Modelo Digital de Elevación acondicionado ²	1	DV* > 500 m/km ²
			2	DV > 10 < 500 m/km ²
			3	DV < 10 m/km ²
	Cuerpos de agua	Imágenes del satélite Landsat 8 OLI/TIRS ³	1	Todos
	Distancia a los cuerpos de agua		Prioridad alta en zona de influencia (10 km), disminuye a 0 en distancia máxima (52 571.9 m)	
	Disección horizontal	Dirección y áreas de concentración de flujo superficial ²	1	4–5 km/km ²
			2	3–4 km/km ²
			3	2–3 km/km ²
			4	1–2 km/km ²
			5	0.3–1 km/km ²
			6	< 0.3 km/km ²
Antropogénico	Densidad de población	a) Población total por localidad México ⁴ ; b) Guatemala ⁵	1	≤ 5 personas/km ²
			2	6–10 personas km ²
			3	> 11 personas km ²
	Tasa de deforestación y regeneración vegetal	a) Cobertura de uso del suelo tipo 1 IGBP de MODIS año 2001 ⁶ y 2013 ⁶	1	1 % a 100 %
			2	0 % a -1.4 %
			3	≥ -1.4 % a -100 %
	Índice de antropización de cobertura vegetal del paisaje	a) Cobertura MODIS de uso del suelo 2013; ⁶ b) Cuerpos de agua; c) Localidades urbanas (OpenStreetMap®)	1	≤ 0.20
			2	0.21–0.40
			3	0.41–0.60
			4	0.61–0.80
			5	≥ 0.81
	Distancia a la carretera	a) Vías de comunicación (VC) México; ⁷ b) RNC; ⁸ c) VC Guatemala; ⁵ d) VC Open StreetMap®	Prioridad alta lejos de carreteras (26 782 m) disminuye a 0 conforme se acerca a los 5500 m.	

* Factores en función de su aptitud de conservación (clase 1 = mayor prioridad).

Fuentes: ¹ (IUCN, 2016); ² GRID-3arcsecond, HydroSHEDS (WWF, 2013); ³ (Landsat Archive, 2013); ⁴ Población de Chiapas, Campeche, Tabasco del Censo de Población y Vivienda 2000 (INEGI, 2012); ⁵ Censo Nacional XI de Población y VI de Habitación 2002 SEGEPLAN (SINIT, 2012); ⁶ (MODIS, 2012); ⁷ Conjunto de Datos Vectoriales de Carreteras y Vialidades Urbanas Edición 1.0 para Chiapas, Campeche y Tabasco (INEGI, 2011); ⁸ Red Nacional de Caminos (INEGI, 2015). *Disección vertical. Los factores se obtuvieron de cartografía publicada o bien se generaron expresamente por los autores del trabajo.

Cuadro 2. Peso ponderado de los factores bajo tres escenarios de conservación. Se resaltan en negritas los factores con mayor peso por escenario.

Factor	Escenario biológico	Escenario hidrogeomorfológico	Escenario antropogénico
Taxones	0.222	0.111	0.028
Morfografía	0.111	0.139	0.028
Disección vertical	0.139	0.167	0.028
Cuerpos de agua	0.194	0.194	0.083
Distancia a los cuerpos de agua	0.167	0.222	0.111
Densidad de población	0.056	0.028	0.139
Tasa de deforestación	0.028	0.056	0.194
Índice de antropización	0.056	0.056	0.222
Distancia a la carretera	0.028	0.028	0.167

cada caso se asignó mayor peso al grupo de variables que describen y dan nombre a cada escenario.

Evaluación multicriterio

Se realizó una evaluación multicriterio para cada escenario (MCE, IDRISI Selva 17.00), tomando como base una técnica de sumatoria lineal ponderada, a partir de los pesos obtenidos por cada factor en la fase previa de AHP. En la escala resultante para cada escenario, cero se considera como la menor aptitud de conservación y 1 la mayor aptitud de conservación. Los escenarios biológico, hidrogeomorfológico y antropogénico se conjuntaron en un cuarto escenario (escala 0 a 3), denominado “solución óptima” (Wood y Dragicevic, 2006), el cual se categorizó en rangos equivalentes de acuerdo a su prioridad de conservación (baja, media y alta).

Se realizó una comparación entre las actuales AP de la cuenca Usumacinta (IUCN y UNEP-WCMC, 2016), y las APC delimitadas en el presente estudio para evaluar su correspondencia espacial.

RESULTADOS

Factor biológico

En la caracterización biológica de la cuenca Usumacinta se encontró que esta alberga 12 especies en peligro crítico (CR), 11 especies vulnerables (VU)

y siete en peligro (EN). Las 30 especies pertenecen a seis taxones: anfibios (22 sp.), reptiles (3 sp.), aves (2 sp.), insectos (1 sp.), crustáceos (1 sp.), y mamíferos (1 sp.). Los reptiles y mamíferos se despliegan en toda el área de la cuenca, seguidos de las aves (75.8%), los anfibios (16.4%), los crustáceos (8.6%) y los insectos (3.8%). Cabe destacar que en el 3.9% del territorio de la cuenca se distribuye un taxón, en el 89.3% se distribuyen dos taxones, en el 5% se distribuyen tres y en el 1.7% se distribuyen cuatro (Figura 3A).

Factores hidrogeomorfológicos

Morfográficamente, las mayores disecciones verticales (montañas medianas y altas) se distribuyen en el 6.3% de la cuenca (Figura 3B), mientras que las disecciones verticales intermedias (premontañas altas, lomeríos grandes y pequeños, lomeríos medianos y grandes, llanuras altas y lomeríos pequeños) se distribuyen en el 47.8% y aquellas con la menor disección en el 45.8% del territorio.

Los cuerpos de agua abarcan una extensión del 1.2% del territorio. De la cuenca, México es el país con el mayor porcentaje de cobertura de cuerpos de agua (580.48 km², 68%), seguido de Guatemala (277.2 km², 32%), mientras que en la región de Belice no se registra ninguno (Figura 3C). En el caso de la distancia a los cuerpos de agua, se encontró que el punto más alejado de un cuerpo de agua se ubicó a 52 571.9 m lineales (Figura 3D).

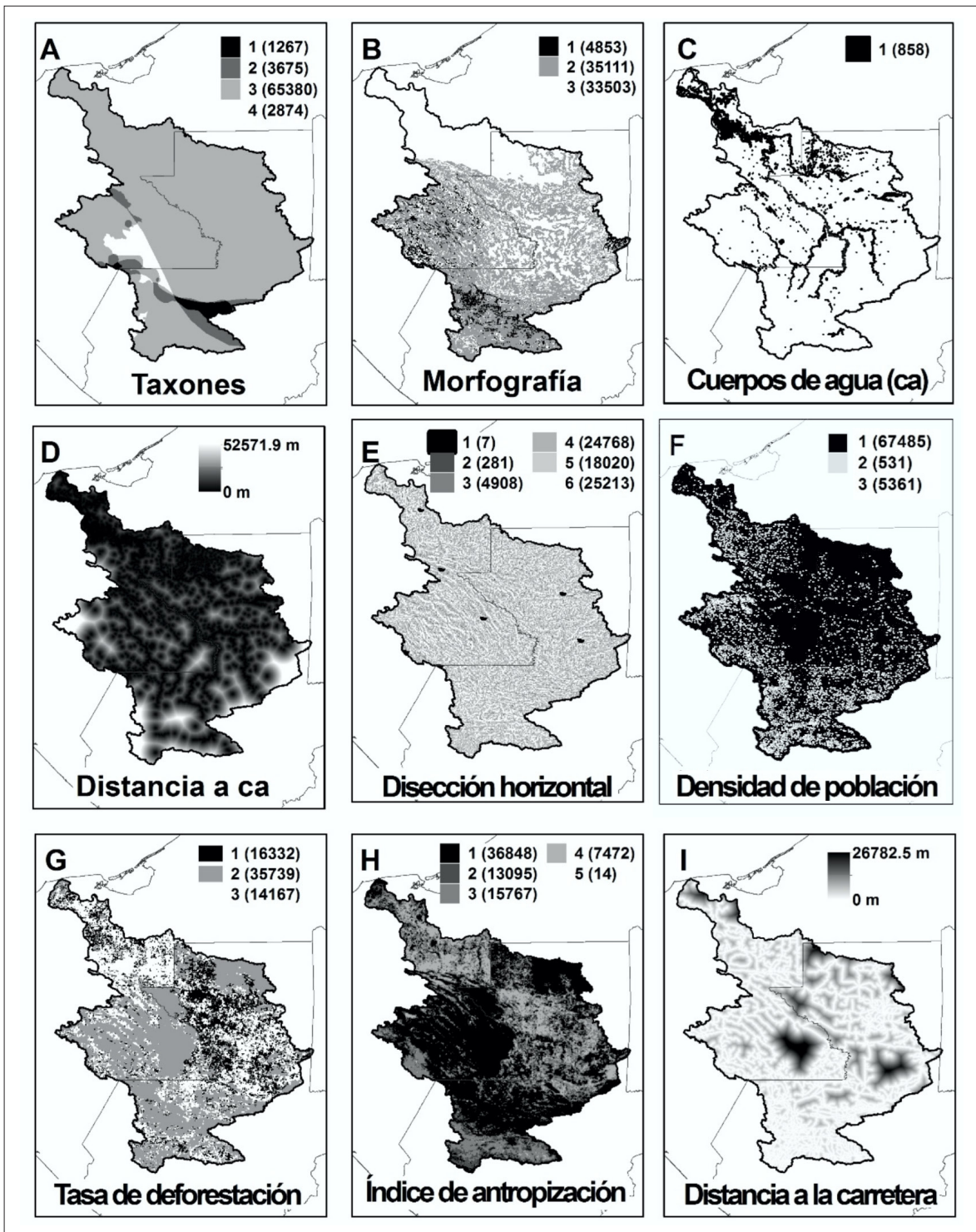


Figura 3. Factores estandarizados en función de su aptitud de conservación. Tiene mayor aptitud la clase número 1 (color negro), y disminuye conforme aumenta el valor de la clase (color blanco). Entre paréntesis área (km²) de las clases. CA = Cuerpos de agua.

Con respecto a la disección horizontal, la longitud de la red hídrica es de 59 648.2 km con un orden de corrientes máximo de 8 (Strahler, 1954). La mayor proporción de corrientes de agua se encuentra en Guatemala (57.8%), seguida de México (42.2%) y por último Belice (0.01%). El 34.4% de la cuenca presenta la menor densidad de corrientes de agua por km² (Figura 3E), mientras que el 33.9% y el 24.6% son ligeramente y suavemente diseccionadas, respectivamente. Únicamente el 0.01% del territorio tiene la mayor densidad de corrientes de agua, en tanto que el 0.4% es medianamente diseccionado y el 6. % es ligera a medianamente diseccionado.

Factores antropogénicos

En el 2002, la población total fue de 2 285 578 habitantes y estaba distribuida en 8 954 localidades (urbanas y rurales). En Guatemala, se encuentra el 68% de la población (1 545 842 hab), distribuida en 5 315 localidades (59% del total de localidades). México alberga el 32% de la población del territorio (739 736 hab) con el 41% de localidades (3 639), mientras que en el área correspondiente a Belice no existen asentamientos humanos. En general, el 92.2% del territorio alberga densidades entre cero y cinco habitantes por km² (Figura 3F), mientras que un 0.5% densidades de entre 6 y 10 habitantes por km², y un 7.3% a densidades mayores de 11 habitantes por km².

El proceso de regeneración vegetal entre 2001 y 2012 ocurrió en un 24.7% de la cuenca (Figura 3G), mientras que las tasas de deforestación baja (entre -1.4 % y cero) se encontraron en el 54% de la cuenca y las tasas de deforestación alta (entre -100% y -1.4%) en el 24.4% del territorio de la cuenca.

El 50.3% del territorio presentó un índice de antropización muy bajo (< 0.20, Figura 3H), bajo en un 17.9% de la cuenca, medio en 21.5%, alto en el 10.2% y muy alto en el 0.02% (Figura 3H).

Con el factor de distancia a las carreteras se encontraron 25 368.9 km de carreteras que conectan a la cuenca Usumacinta. El pixel más alejado de una carretera se encontró a 26.8 km (Figura 3I). El área de influencia de 1 km a ambos lados de las carreteras es de 61 581.9 km², mientras que aquellas

regiones alejadas en ese radio conforman un área de 11 614.5 km², compuesta por 103 fragmentos que van desde los 287 m² hasta los 2 839 km², con un promedio de 112.76 km². Los fragmentos menores a 10 km² abarcan 165 km² y constituyen el 66% del total de fragmentos en la cuenca (68).

Escenarios

El escenario que prioriza aspectos biológicos para la selección de áreas de conservación de especies tuvo un valor máximo de 0.90 sobre uno. El 97.5% del territorio se señala con mediana prioridad de conservación (Figura 4A), mientras las zonas con alta prioridad representan el 2.1% y con baja prioridad el 0.4%.

El Escenario hidromorfológico arrojó un valor máximo de 0.91, donde el 97.1% del territorio tiene prioridad de conservación media, mientras que las zonas de mayor prioridad corresponden al 2.1% (Figura 4B). Solo el 0.7% del área de la cuenca se cataloga como de baja prioridad de conservación.

El Escenario antropogénico presentó un valor máximo de 0.96. Las zonas con prioridad media y alta tienen 53.5% y 44%, respectivamente (Figura 4C). Las zonas con baja prioridad de conservación representan el 2.1%.

Áreas de conservación y protección

De las 124 AP identificadas en la cuenca del Usumacinta, 82 se encuentran en Guatemala, 41 en México y una en Belice, cubriendo en conjunto cubren el 32.6 % del territorio de la cuenca (24 126.2 km²).

El escenario con la “solución óptima” tuvo un valor máximo de 2.56 sobre 3, e indica que el área de la cuenca con baja prioridad de conservación representa el 0.4% del territorio (286.7 km²) del cual el 10% se encuentra protegido (Figura 5). Las zonas con prioridad media representan el 75.9% (55 570.8 km²) encontrándose protegidas el 30% de estas. Aquellas con alta prioridad, representan el 23.7% del territorio (17 338.9 km²), del cual casi la mitad se encuentra protegida por AP (44.1%).

La mayoría de las APC se distribuyen en Guatemala (55.7%), seguida de México (44.2%), y por último Belice (0.003%). En Guatemala, de

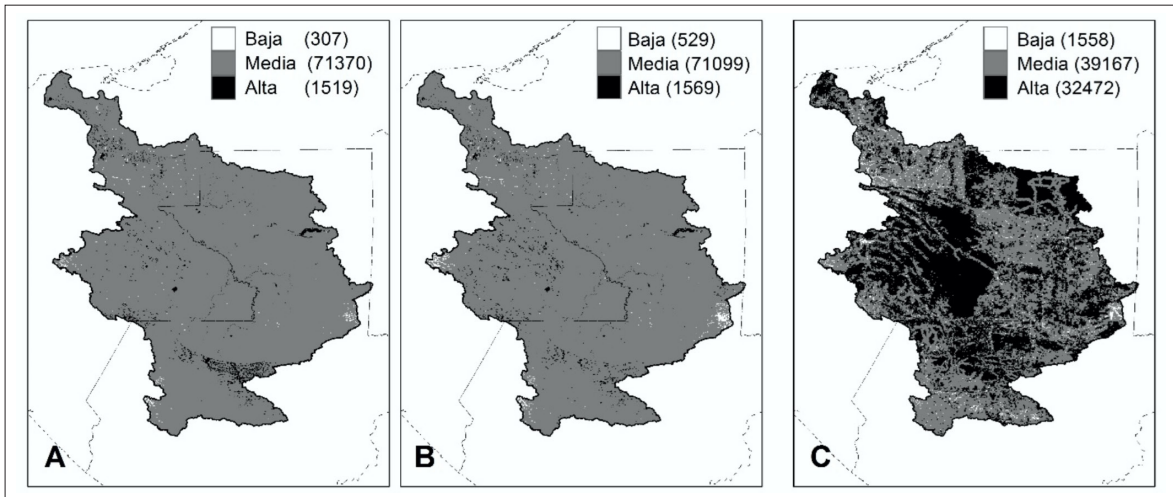


Figura 4. Escenarios: A) biológico; B) hidrogeomorfológico y C) antropogénico, de acuerdo con sus prioridades de conservación: baja (blanco), media (gris) y alta (negro). Entre paréntesis área (km²) de las clases

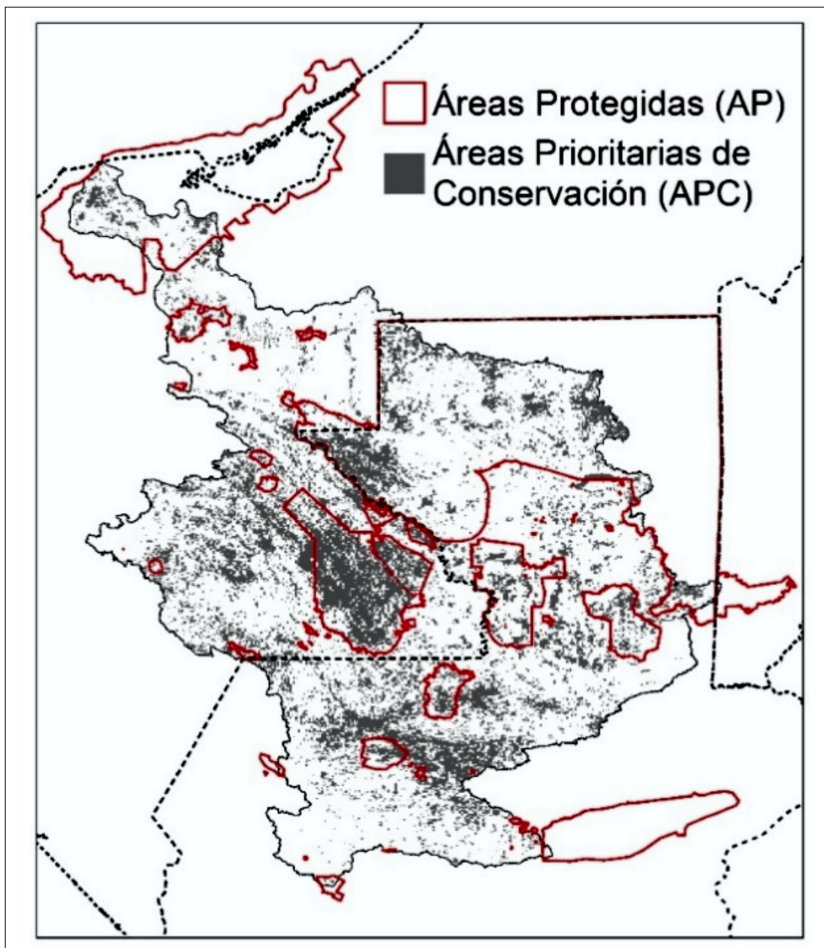


Figura 5. Áreas prioritarias de conservación y áreas protegidas en la cuenca Usumacinta.

los 9 666.3 km² que abarcan las APC, el 43.7% se encuentra en territorio protegido por AP, cifras parecidas a las de México, donde de los 7 672.1 km² de APC, el 44.5% está dentro de un AP. En Belice el 100% de las APC se encuentra protegido.

DISCUSIÓN

La identificación de APC mediante la Evaluación Multicriterio y SIG es un acople metodológico novedoso y viable en grandes áreas donde existen un alto número de variables como soluciones posibles. Por ello, el presente trabajo representa un primer esfuerzo que considera a la cuenca del Usumacinta como una macro unidad ecohidrológica, permitiendo la identificación de APC en una gran cuenca trinacional. Este enfoque es una herramienta para la comparación de escenarios y revisión de estrategias de conservación, planes de manejo, ordenamientos ecológicos y otros instrumentos ambientales a escala de cuenca.

Dentro de las bondades del método destacan que la ponderación jerárquica de la información espacial es establecida por criterios definidos por el modelador; en este caso mediante la opinión de expertos y revisión de literatura especializada disponible. Además, la estandarización de la información en escalas continuas la convierte en una técnica capaz de integrar diversas y numerosas variables. Debido a que la calidad de los estudios regionales de APC depende de información del área de estudio que cumpla con los objetivos de la investigación (Harris, Jenkins y Pimm, 2005), el presente trabajo utilizó información disponible cuya fuente, acceso, disponibilidad y resolución varió de un país a otro. Posteriores estudios pueden explorar otros factores.

El uso de una EMC permitió la integración de diferentes tipos de información que ha sido utilizada independientemente en investigaciones de otras partes del mundo (Shi, Singh, Kant, Zhu, Wallers, 2005; Campos *et al.*, 2016; Duarte, Ribeiro y Paglia, 2016). En este sentido, los taxones amenazados son un primer instrumento para identificar oportunidades de conservación a nivel regional (Fitzpatrick, Murray, Paxton, Brown, 2007; Adriaens, San Martin y Gomez, Bogaert,

Crevecoeur, Beuckx, Maes, 2015; Campos *et al.*, 2016). Además, las especies amenazadas son un factor con el que la vulnerabilidad e irremplazabilidad puede medirse (Schmitt, 2011) y su protección mediante áreas protegidas ayuda a cumplir con las metas de Aichi 11 y 12 de la Convención en Diversidad Biológica, a la que México y Guatemala están suscritos y que fijan como objetivos proteger el 17% de la superficie terrestre y aguas interiores de su país para el año 2020, así como prevenir la extinción de especies, hábitat o biomas amenazados, respectivamente (CBD, 2013). Aunque redes de AP pueden llegar a proteger alrededor del 30% del rango de distribución total de anfibios amenazados (Campos *et al.*, 2016), cabe destacar que a nivel mundial sólo el 15% del rango de distribución de las aves, mamíferos y anfibios vulnerables se encuentra dentro de un AP (Venter *et al.*, 2014). En el caso de la cuenca Usumacinta las actuales AP cubren este porcentaje sólo para aves (42.5%) y reptiles y mamíferos (33%), el resto de los taxones están por debajo de estos porcentajes: 4.7% de la distribución de anfibios amenazados, 3.2% de insectos y 1.3% de crustáceos.

La morfografía del territorio rige los patrones de distribución altitudinal de la riqueza de especies y endemismo de diversos taxones. La riqueza es mayor en tierras bajas y disminuye conforme mayor sea la altitud, mientras que el endemismo es menor en tierras bajas y mayor en hábitat de montaña (Peterson, Flores-Villela, León-Paniagua, Llorente-Bousquets, Luis-Martínez *et al.*, 1993); por ello, en estrategias de conservación a gran escala, el objetivo debe considerar a las especies endémicas, con rangos de distribución limitados y que se encuentran consistentemente en las zonas altas de las montañas, como se prioriza en el presente trabajo.

Los pequeños cuerpos de agua enfrentan amenazas comunes con los grandes cuerpos de agua, y aunque también fungen como refugios de biodiversidad, son sistemáticamente excluidos de los planes de manejo (Biggs, von Fumetti y Kelly-Quinn, 2017). Incluso en aquellos humedales urbanos (naturales o artificiales), la riqueza de murciélagos aumenta conforme mayor sea la superficie del cuerpo de agua y mientras más cobertura vegetal lo rodee (Straka, Lentini, Lumsden, Wintle, van der

Ree, 2016). Asimismo, la conectividad hidrológica de los ríos proporciona el hábitat adecuado para las especies en cada etapa de su ciclo de vida (Amoros y Bornette, 2002). Por estas razones, aunque los cuerpos de agua tienen poca cobertura en la cuenca, todos sin excepción, tienen igual importancia en el análisis, dado que las especies bajo algún esquema de protección especial, cuentan para su recuperación con una importante red de cuerpos de agua y corrientes a lo largo de toda la cuenca que aún conserva su curso natural.

El efecto de las actividades humanas sobre la biodiversidad puede inferirse a través de sus diversas manifestaciones (Sanderson *et al.*, 2002) y permite la identificación de zonas con menor grado de amenaza. Por ejemplo, la densidad poblacional mundial en promedio es de 42 habitantes por km², mientras que en todos los *hotspots* del mundo es de 73 habitantes por km² y en Mesoamérica es de 50 habitantes por km² (Cincotta, Wisniewski y Engelman, 2000). No obstante, la cuenca Usumacinta, que pertenece a este último, tiene una densidad promedio de 30.6 habitantes por km², cifra que resulta baja en comparación de los referentes mundiales y que se refleja en un bajo índice de impacto humano en la mitad del territorio.

En Guatemala y Belice las tasas de deforestación entre 1999 y 2008 tuvieron una tendencia al incremento en la conversión a tierras de cultivo, mientras que México presentó tendencia a la baja (Phalan *et al.*, 2013). En otros países latinoamericanos la tasa de deforestación ha llegado hasta el 36.8% (De Barros *et al.*, 2014); no obstante, en la cuenca Usumacinta se registraron tasas altas de pérdida de coberturas naturales en una cuarta parte del territorio, pero también tasas bajas de deforestación en la mitad del territorio, e incluso ganancias de cobertura vegetal en una cuarta parte, donde antes existían coberturas no naturales de vegetación. Esto es un buen indicador para la conservación de los recursos naturales y puede incidir directamente en los planes de conservación y el diseño de instrumentos, como el establecimiento de sistemas de pagos por servicios ambientales que actualmente son operados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y otros organismos a través de esquemas de fondos concurrentes.

A nivel global, aquellas regiones alejadas 1 km de la carretera se consideran no accesibles, y se componen por lo regular de fragmentos <1 km² hasta >100 km², que representan el 80% de la superficie de la tierra (105.2 millones de km²) y constituyen refugios claves de biodiversidad; no obstante, de este tipo de superficie sólo el 9.3% se encuentra cubierto por AP (Ibisch *et al.*, 2016). En la cuenca del Usumacinta, estas regiones no accesibles representan el 66% del territorio y están protegidas en un 41.5% (19 982.4 km²), proporcionando importantes servicios ecosistémicos (Ibisch, Hoffmann, Kreft, Pe'er, Kati *et al.*, 2016).

Esfuerzos de conservación en el Usumacinta

En la cuenca Usumacinta las 124 AP cubren el 33 % del territorio y las APC identificadas en este estudio, el 23.7%, y aunque en extensión las AP podrían resguardar completamente a las APC, solo el 48.9% se encuentra incluido en AP; el otro 51.2% no protegido se distribuye equitativamente en México y Guatemala. El área resguardada por AP en la cuenca Usumacinta es alta al compararla con otras regiones, como la del Cuadrángulo de hierro en Brasil (7 000 km²), donde el 13% de su territorio (826 km²) ha sido identificado como APC; sin embargo, sólo un 30% se encuentra dentro de un régimen estricto de protección y un 12.2% dentro de un régimen de uso sustentable (Duarte, Ribero y Paglia, 2016).

Actualmente Guatemala cuenta con 309 AP (34 827.6 km²) que cubren el 31.04% de su superficie terrestre (SIGAP y CONAP, 2017), mientras que México tiene 177 AP (207 722.5 km²) que cubren el 10.6% (SEMARNAT y CONANP, 2016). Guatemala ya ha alcanzado de esta forma la arriba mencionada meta 11 del objetivo estratégico C de la CBD (CBD, 2013; CONAP, 2014), mientras que México con el decreto en diciembre de 2016 de la nueva Reserva de la Biosfera de la Sierra de Tamaulipas (3 088.9 km² más) y la Zona de Salvaguarda Región Selva Lacandona (18 348.89 km²) (DOF, 2016), toma acciones para acercarse. Esta última es un polígono que cubre a algunas de las APC mexicanas identificadas en el presente trabajo; no obstante, la Zona de Salvaguarda sólo prohíbe las actividades de exploración y extracción de hidrocarburos y no se clasifica como AP, a di-

ferencia de la RB. Cabe destacar que la Zona de Salvaguarda es una gran extensión del territorio, cuyo estatus de protección puede complementarse con las APC identificadas al interior, ya que estas últimas delimitan regiones más pequeñas, donde el uso de recursos humanos y materiales puede ser usado más eficientemente.

Resulta conveniente mencionar que en México las AP se encuentran inmersas en problemáticas de funcionamiento asociadas a las contradicciones estructurales que las originaron y las rigen; la descoordinación de políticas públicas y la verticalidad gubernamental en la toma de decisiones ha sido una constante que detona conflictos en la regulación de los recursos naturales y excluye la participación y valoración de actores claves, sus habitantes (García-Frapolli, Ramos-Fernández, Galicia, Serrano, 2009). La participación social se limita al discurso, incluso al interior de las ANP. Las autoridades científicas y gubernamentales perciben a la conservación como el estado original de la naturaleza, intacta, desvinculada de procesos sociales. En esta visión el papel de las comunidades locales se limita a propietarios de la tierra, y su participación ocurre sobre planes previamente conformados, en los cuales se obtiene su aprobación mediante algún beneficio, adoctrinamiento ambiental o ganando su confianza por cercanía, sin permitirles ejercer su rol como co-administradores (Durand y Vázquez, 2011).

En consecuencia, aunque la cuenca Usumacinta mantiene condiciones propicias para conservación de los recursos naturales, existen problemáticas actuales importantes, como es el caso de la deforestación asociada a la ganadería y el narcotráfico, que se ha documentado principalmente en la Selva Maya y en sus colindancias con México (Paullier, 2016). También ha ocurrido el desplazamiento a territorio mexicano de ciudadanos guatemaltecos, quienes se han visto orillados a abandonar sus hogares ante las medidas de conservación tomadas por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas de Guatemala (CONAP).

Ante el reto de ser compartida por tres países, los acuerdos de desarrollo mutuo en materia de conservación en la cuenca del río Usumacinta deben considerar, además de la biodiversidad in-

herente de la región, aspectos sociopolíticos, para así poder consolidar los proyectos de conservación implementados con anterioridad e integrar nuevas iniciativas. Un ejemplo es el Corredor Biológico Mesoamericano, proyecto transfronterizo que recalca tanto la importancia biológica como social de la zona, y busca la protección y el uso sustentable de los recursos naturales mediante la creación y el manejo de corredores a nivel paisaje, buscando la conectividad entre las AP (Ochoa-Gaona, 2007). En México, la conectividad se ha implementado a través de diversos instrumentos de protección como Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) extensivas, reservas y ordenamientos ecológicos comunitarios y programas de manejo forestal (Álvarez Icaza y Muñoz Piña, 2008). En este sentido, las APC propuestas pueden integrarse a los actuales instrumentos de conservación, pudiendo fungir como corredores entre las AP mexicanas de Chiapas y las de Guatemala, donde este país puede pasar de proteger el 31.04% al 35.9% de su territorio, mientras que México del 10.6% al 10.9% de su superficie nacional protegida.

CONCLUSIONES

La cuenca del río Usumacinta es una prioridad global de conservación. Los esfuerzos que se han realizado para su conservación son importantes y significativos, pero suelen ser superados por los retos. Las APC propuestas son un esfuerzo para enfocar acciones de conservación que integran un gran número de factores sobre irremplazabilidad y vulnerabilidad en la elección de un sitio idóneo de conservación a nivel de cuenca.

Los resultados de este estudio indican que unos 10 000 km² de APC potenciales se encuentran sin protección en la cuenca Usumacinta, lo cual representa una oportunidad importante de conservación para México y Guatemala, que les permitiría expandir su actual red de AP, con la certeza que proteger áreas que conservarán especies en peligro, cuerpos y corrientes de agua y zonas con poca influencia humana. Dichas APC son producto de un estudio a escala regional, e identificadas con ayuda de la

EMC, que ha demostrado ser una técnica poderosa en la identificación de APC, por lo cual futuras investigaciones a escala local deben incorporar información fina que enriquezca y mejore la delimitación de las APC.

REFERENCIAS

- Adriaens, T., San Martin y Gomez, G., Bogaert, J., Crevcoeur, L., Beuckx, J. P. y Maes, D. (2015). Testing the applicability of regional IUCN Red List criteria on ladybirds (Coleoptera, Coccinellidae) in Flanders (north Belgium): Opportunities for conservation. *Insect Conservation and Diversity*, 8(5), 404–417. <https://doi.org/10.1111/icad.12124>
- Álvarez Icaza, P. y Muñoz Piña, C. (2008). Evolución y perspectivas de las políticas ambientales y sus instrumentos. En *Capital natural de México volumen I Conocimiento actual de la biodiversidad*. (p. 621). México: CONABIO.
- Amoros, C. y Bornette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47(4), 761–776. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00905.x>
- Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza, C. M. y Laurance, W. F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177, 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>
- Biggs, J., von Fumetti, S. y Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793(1), 3–39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Bonn, A. y Gaston, K. J. (2005). Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation*, 14, 1083–1100. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313(5783), 58–61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Bryant, D., Nielsen, D. y Tangle, L. (1997). *Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. *Frontiers: A Journal of Women Studies*. Washington, D.C. Recuperado a partir de <http://pdf.wri.org/lastfrontierforests.pdf>
- Cabrera, J. y Cuc, P. (2002). *Ambiente, conflicto y cooperación en la cuenca del río Usumacinta*. San Jose, Costa Rica: FUNDAPEM Proyecto Conflicto y Cooperación Ambiental en Cuencas Internacionales Centroamericanas.
- Campos, F. S., Llorente, G. A., Rincón, L., Lourenço-de-Moraes, R., y Solé, M. (2016). Protected areas network and conservation efforts concerning threatened amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Web Ecology*, 16(1), 9–12. <https://doi.org/10.5194/we-16-9-2016>
- CBD. (2013). *Quick guides to the Aichi Biodiversity Targets*. Recuperado a partir de <http://www.cbd.int/nbsap/training/quick-guides/>
- Cervantes-Zamora, Y., Cornejo-Olguín, S. L., Lucero-Márquez, R., Espinoza-Rodríguez, J. M., Miranda-Viquez, E. y Pineda-Velázquez, A. (1990). Provincias Fisiográficas de México. Recuperado el 1 de febrero de 2017, a partir de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadata/gis/rfisio4mgw.xml?_xsl=/db/metadata/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- CFE. (2002). Ingeniería conceptual del proyecto hidroeléctrico Boca del Cerro, Chiapas/Tabasco. Recuperado el 1 de febrero de 2017, a partir de <http://aestomas.org/presa-hidroelectrica-boca-del-cerro/>
- Chávez González, H., González Guillén, M. de J. y Hernández de la Rosa, P. (2015). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8–23.
- Cincotta, R. P., Wisniewski, J. y Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404(6781), 990–992. <https://doi.org/10.1038/35010105>
- CONAP. (2014). *V Informe Nacional de Cumplimiento de los Acuerdos del Convenio sobre Diversidad Biológica*. Guatemala. Recuperado a partir de <https://www.cbd.int/doc/world/gt/gt-nr-05-es.pdf>
- De Barros, A. E., Macdonald, E. A., Matsumoto, M. H., Paula, R. C., Nijhawan, S., Malhi, Y. y Macdonald, D. W. (2014). Identification of Areas in Brazil that Optimize Conservation of Forest Carbon, Jaguars, and Biodiversity. *Conservation Biology*, 28(2), 580–593. <https://doi.org/10.1111/cobi.12202>
- DOF. (2016, 7 de diciembre). Decreto por el que se establece la zona de salvaguarda denominada Región Selva Lacandona México: Diario Oficial de la Federación.
- Duarte, G. T., Ribeiro, M. C. y Paglia, A. P. (2016). Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. *PLOS ONE*, 19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>

- Durand, L. y Vázquez, L. B. (2011). Biodiversity conservation discourses. A case study on scientists and government authorities in Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Land Use Policy*, 28(1), 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.04.009>
- Eastman, J. R. (2012). *IDRISI Selva Manual Versión 17*. Recuperado a partir de www.clarklabs.org
- Farashi, A., Naderi, M. y Parvian, N. (2016). Identifying a preservation zone using multi-criteria decision analysis. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39.1(1), 29–36.
- Fitzpatrick, Ú., Murray, T. E., Paxton, R. J. y Brown, M. J. F. (2007). Building on IUCN regional red lists to produce lists of species of conservation priority: A model with Irish bees. *Conservation Biology*, 21(5), 1324–1332. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00782.x>
- Freudenberger, L., Hobson, P., Schluck, M., Kreft, S., Vohland, K., Sommer, H., Reichle, S., Nowicki, C., Barthlott, W., Ibisch, P. L. (2013). Nature conservation: Priority-setting needs a global change. *Biodiversity and Conservation*, 22(5), 1255–1281. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0428-6>
- García-Frapolli, E., Ramos-Fernández, G., Galicia, E. y Serrano, A. (2009). The complex reality of biodiversity conservation through Natural Protected Area policy: Three cases from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Land Use Policy*, 26(3), 715–722. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.09.008>
- García Coll, I., Ramírez, A., Niño Cruz, A. y Rivas Alfonso, J. (2011). Introducción a las herramientas para la construcción de mapas de paisajes. En *Herramientas para la planeación territorial y el ordenamiento ecológico* (p. 224). México: UNAM, INE.
- García, E. (1998). Climas 1:1000000. Recuperado el 1 de febrero de 2017, a partir de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/clima1mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no
- Gómez Delgado, M. y Barredo Cano, J. I. (2005). *Sistemas de Información Geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio* (2a ed.). Madrid, España: Editorial Ra-Ma.
- Harris, G. M., Jenkins, C. N. y Pimm, S. L. (2005). Refining Biodiversity Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 19(6), 1957–1968. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00307.x>
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8(1), 23–29. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., ... Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318). <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>
- IGM. (1987a). Hoja cartográfica 2065-I E754 1-DMA (Gancho de Fierro) Escala 1:50,000. Washington, D.C: Instituto Geografico Militar de Guatemala. Recuperado a partir de http://legacy.lib.utexas.edu/maps/topo/guatemala/gancho_de_fierro-guatemala-50k-2065i-1987.pdf
- IGM. (1987b). Hoja cartográfica 2065-II E754 2-DMA (Altar de los Sacrificios) Escala 1:50,000. Washington, D.C: Instituto Geografico Militar de Guatemala. Recuperado a partir de http://legacy.lib.utexas.edu/maps/topo/guatemala/altar_de_los_sacrificios-guatemala-50k-2065ii-1989.pdf
- INEGI. (2001). Carta topográfica E15B72 Quintín Arauz (Tabasco) Escala 1:50,000. México, D.F: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado a partir de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825649388>
- INEGI. (2003). Carta topográfica E15D15 Balancán (Tabasco y Campeche) Escala 1:50,000. México, D.F: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado a partir de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825705251>
- INEGI. (2004). Carta topográfica E15D78 Caoba (Chiapas) Escala 1:50,000. México, D.F: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado a partir de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825707354>
- INEGI. (2005). Carta topográfica E15D68 Benemérito de las Américas (Chiapas) Escala 1:50,000. México, D.F: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado a partir de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825710286>
- INEGI. (2011). Conjunto de Datos Vectoriales de Carreteras y Vialidades Urbanas Edición 1.0 (Distribución por Entidad Federativa). Recuperado a partir de http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/vectoriales_carreteras.aspx
- INEGI. (2012). Censo de Población y Vivienda 2010. Recuperado a partir de <http://www.inegi.org.mx/est/scince/scince2010.aspx>
- INEGI. (2015). Red Nacional de Caminos RNC. Recuperado a partir de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825209575>
- IUCN. (2016). The IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado a partir de <http://www.iucnredlist.org/>
- IUCN y UNEP-WCMC. (2016). The World Database on Protected Areas (WDPA) [On-line]. Recuperado a partir de www.protectedplanet.net

- Iwamura, T., Guisan, A., Wilson, K. A. y Possingham, H. P. (2013). How robust are global conservation priorities to climate change? *Global Environmental Change*, 23(5), 1277–1284. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.016>
- Kauffer Michel, E. F. (2011). Hidropolíticas en la frontera entre México, Guatemala y Belice: la necesaria redefinición de un concepto para analizar la complejidad de las relaciones en torno al agua en escenarios transfronterizos. *Aqua-LAC*, 3(1), 157–166.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T. y Campbell, B. M. (2008). Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology*, 22(3), 610–617. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>
- Landsat Archive. (2013). EarthExplorer. Recuperado a partir de <http://earthexplorer.usgs.gov/>
- MAGA. (2001). Clasificación Climática de Köppen República de Guatemala. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Recuperado a partir de <http://web.maga.gob.gt/sigmaga/clima-1-250/>
- MAGA. (2002). Mapa Fisiográfico-Geomorfológico República de Guatemala. *Mapas Nacionales 1:250000*. Guatemala: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Recuperado a partir de <http://web.maga.gob.gt/sigmaga/suelos-1-250/>
- Maimone-Celorio, M., Aliphat, M., Martínez-Carrera, D., Ramírez-Valverde, B., Valdéz-Hernández, J. y Macías-Laylle, A. (2006). Manejo tradicional de humedales tropicales y su análisis mediante sistemas de información geográfica (SIGs): El caso de la comunidad Maya-Chontal de Quintín arauz, Centla, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 22(1), 27–49.
- Malczewski, J. y Rinner, C. (2015). *Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science. Advances in Geographic Information Science*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74757-4>
- March Mifsut, I. y Castro, M. (2010). La Cuenca del Río Usumacinta: Perfil y perspectivas para su conservación y desarrollo sustentable. En H. Cotler Ávalos (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*. (Primera, pp. 193–197). México D.F.: SEMARNAT, INE, IAP.
- Margules, C. R., Pressey, R. L. y Williams, P. H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of biosciences*, 27(4 Suppl 2), 309–326. <https://doi.org/10.1007/BF02704962>
- Mathews Fernández, J. (2011). Evaluación de la modificación edafo-biógena de los paisajes en Michoacán, México. *Investigación y Amazonía*, 1(2), 78–84.
- Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Brooks, T. M., Pilgrim, J. D., Konstant, W. R., da Fonseca, G. A. B. y Kormos, C. (2003). Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(18), 10309–10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>
- MODIS. (2012). Land Cover Type Yearly L3 Global 500 m SIN Grid. Recuperado a partir de https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table/mcd12q1
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Norris, R., Wibwer, J. S. y Morales Marín, L. O. (1999). Ecoturismo basado en la comunidad en la Selva Maya: problemas y potencial. En R. B. Primack, D. B. Bray, H. A. Galleti y I. Ponciano (Eds.), *La Selva Maya conservación y desarrollo* (p. 475). Ciudad de México: Siglo XXI Editores.
- Ochoa-Gaona, S. (2007). Una perspectiva de paisaje en el manejo del Corredor Biológico Mesoamericano. En C. A. Harvey y J. C. Sáenz (Eds.), *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* (1a ed., p. 624). Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Olson, D. M. y Dinerstein, E. (1998). The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology*, 12(3), 502–515. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.012003502.x>
- Olson, D. M. y Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89(2), 199–224. <https://doi.org/10.2307/3298564>
- Paullier, J. (2016). ¿Quiénes son los “narcoganaderos” que han incendiado miles de hectáreas de bosques en Guatemala? Recuperado a partir de <http://www.bbc.com/mundo/noticias-america-latina-36539490>
- Peres, C. A. y Lake, I. R. (2003). Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: Accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology*, 17(2), 521–535. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01413.x>
- Peterson, A. T., Flores-Villela, O. A., León-Paniagua, L. S., Llorente-Bousquets, J., Luis-Martínez, M. A., Navarro-Sigüenza, A. G., Torres-Chavez, M. G., Vargas-Fernández, I. (1993). Conservation Priorities in Mexico : Moving up in the World. *Biodiversity Letters*, 1(2), 33–38. <https://doi.org/10.2307/2999648>

- Phalan, B., Bertzky, M., Butchart, S. H. M., Donald, P. F., Scharlemann, J. P. W., Stattersfield, A. J. y Balmford, A. (2013). Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. *PLOS ONE*, 8(1), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051759>
- Priego, Á., Bocco, G., Mendoza, M. y Garrido, A. (2010). *Propuesta para la generación semiautomatizada de unidades de paisaje*. México, D.F: SEMARNAT, INE, CIGA-UNAM.
- Priego, Á., Cotler, H., Fregoso, A., Luna, N. y Enriquez Guadarrama, C. (2004). La Dinámica Ambiental de la Cuenca Lerma-Chapala. *Gaceta Ecológica*, 71, 23–38.
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Saaty, T. L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, 1(1), 83. <https://doi.org/10.1504/IJ-SSCI.2008.017590>
- Sáenz-Arroyo, A. (2015). *Los Servicios Ecosistémicos en la Subcuenca del Río Usumacinta*. Informe final: El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. a., Redford, K. H., Wannebo, A. V. y Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52(10), 891–904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Schmitt, C. B. (2011). A tough choice: Approaches towards the setting of global conservation priorities. En F. E. Zachos y J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (p. 543). Springer-Verlag Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- SEMARNAT y CONANP. (2016). *Prontuario Estadístico y Geográfico de las Áreas Naturales Protegidas de México*. (1a, Ed.). México. Recuperado a partir de <http://entorno.conanp.gob.mx/docs/PRONTUARIO-ANP-2015.pdf>
- Semlitsch, R. D. (2008). Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), 260–267. Recuperado de <https://doi.org/10.2193/2007-082>
- Shi, H., Singh, A., Kant, S., Zhu, Z. y Wallers, E. (2005). Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology*, 19(4), 1273–1285. <https://doi.org/10.1111/j.>
- Shishenko, P. G. (1988). *Estabilidad de los paisajes a las cargas económicas*. *Geografía Física Aplicada*. Editorial de la Escuela Superior, Kiev, Ucrania.
- SIGAP y CONAP. (2017). Sistema Guatemalteco De Áreas Protegidas -Sigap-. Recuperado el 1 de febrero de 2017, a partir de <http://www.turismo-sigap.com/es/guatemala/sistema-guatemalteco-de-areas-protegidas-sigap>
- SINIT. (2012). Censo INE 2002 por Lugar Poblado (22 temas) -INE- 2002. Recuperado el 7 de julio de 2016, a partir de <http://www.segeplan.gob.gt/nportal/index.php/ide-descargas>
- Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Müller, E. y Lehmann, S. (1999). Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. En Y. A. Pykh, D. E. Hyatt y R. J. Lenz (Eds.), *Environmental Indices - System Analysis Approach* (pp. 237–254). Oxford: EOLSS.
- Strahler, A. N. (1954). Statistical Analysis in Geomorphic Research. *The Journal of Geology*, 62(1), 1–25.
- Straka, T. M., Lentini, P. E., Lumsden, L. F., Wintle, B. A. y van der Ree, R. (2016). Urban bat communities are affected by wetland size, quality, and pollution levels. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4761–4774. <https://doi.org/10.1002/ece3.2224>
- Venter, O., Fuller, R. A., Segan, D. B., Carwardine, J., Brooks, T., Butchart, S. H. M., Di Marco, M., Iwamura, T., Joseph, L., O'Grady, D., Pissingham, H. P., Smith, R. J., venter, M., Watson, J. E. M. (2014). Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biology*, 12(6), 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001891>
- Vuohelainen, A. J., Coad, L., Marthews, T. R., Malhi, Y. y Killeen, T. J. (2012). The effectiveness of contrasting protected areas in preventing deforestation in Madre de Dios, Peru. *Environmental Management*, 50(4), 645–663. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9901-y>
- Watson, J. E. M., Jones, K. R., Fuller, R. A., Marco, M. Di, Segan, D. B., Butchart, S. H. M., Allan, J. R., McDonald-Madden, E., Venter, O. (2016). Persistent Disparities between Recent Rates of Habitat Conversion and Protection and Implications for Future Global Conservation Targets. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12295>
- Wood, L. J. y Dragicevic, S. (2006). GIS-Based Multi-criteria Evaluation and Fuzzy Sets to Identify Priority Sites for Marine Protection. *Biodiversity and Conservation*, 16(9), 2539–2558. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9035-8>
- WWF. (2013). HydroSHEDS. Recuperado a partir de <http://hydrosheds.cr.usgs.gov/dataavail.php>

ANEXO 1

Clases de cobertura de suelo tipo 1 IGBP de MODIS 2001 y 2013, ponderación para el Índice de antropización y reclasificación para la Tasa de deforestación.

	Clase	Ponderación	Reclasificación
1	Bosque de coníferas perennifolio	0.1	Natural
2	Bosque latifoliado perennifolio	0.1	Natural
3	Bosque de coníferas caducifolio	0.1	Natural
4	Bosque latifoliado caducifolio	0.1	Natural
5	Bosque mixto	0.1	Natural
6	Matorrales cerrados	0.2	Natural
7	Matorrales abiertos	0.3	Natural
8	Pastizal con arbustivas	0.4	Natural
9	Sabana	0.5	Natural
10	Pastizal	0.5	No Natural
11	Cuerpos de agua	0.1	Natural
12	Tierras de cultivo	0.7	No Natural
13	Zona urbana y construcciones	0.9	No Natural
14	Tierras de cultivo-Mosaico de vegetación	0.6	No Natural
15	Estéril o con escasa vegetación	0.8	Natural