



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**INTEGRACIÓN DE PRIORIDADES PARA LA CONSERVACIÓN DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS Y BIODIVERSIDAD EN LA PLANEACIÓN: UN
CASO DE ESTUDIO EN LA RIVIERA MAYA, QUINTANA ROO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JUAN ALBERTO AGUILAR SÁNCHEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS:

DRA. MELANIE KOLB
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DRA. PATRICIA KOLEFF OSORIO
DIRECCIÓN GENERAL DE ANÁLISIS Y PRIORIDADES, CONABIO
DR. FERNANDO ÁLVAREZ NOGUERA
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ENERO, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**INTEGRACIÓN DE PRIORIDADES PARA LA CONSERVACIÓN DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS HIDROLÓGICOS Y BIODIVERSIDAD EN LA PLANEACIÓN: UN
CASO DE ESTUDIO EN LA RIVIERA MAYA, QUINTANA ROO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

JUAN ALBERTO AGUILAR SÁNCHEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS:

DRA. MELANIE KOLB
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DRA. PATRICIA KOLEFF OSORIO
DIRECCIÓN GENERAL DE ANÁLISIS Y PRIORIDADES, CONABIO
DR. FERNANDO ÁLVAREZ NOGUERA
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., 2021



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ENTIDAD INSTITUTO DE GEOLOGÍA

OFICIO CPCB/811/2020

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Biología Evolutiva, Ecología, Manejo Integral de Ecosistemas y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 10 de agosto de 2020 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Manejo Integral de Ecosistemas** del estudiante **AGUILAR SÁNCHEZ JUAN ALBERTO** con número de cuenta **308044773** con la tesis titulada "Integración de prioridades para la conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos y biodiversidad en la planeación: Un caso de estudio en la Riviera Maya, Quintana Roo, México", realizada bajo la dirección de la **DRA. MELANIE KOLB**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO
Vocal: DR. RODOLFO RIOJA NIETO
Secretario: DR. FERNANDO ÁLVAREZ NOGUERA
Suplente: DRA. GABRIELA MENDOZA GONZÁLEZ
Suplente: DRA. MARÍA PEREVOCHTCHIKOVA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 02 de diciembre de 2020

COORDINADOR DEL PROGRAMA

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Unidad de Posgrado, Edificio D, 1º Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX Tel. (+5255)5623 7002 <http://pbiol.posgrado.unam.mx/>

Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para la realización de los estudios de Maestría en el Posgrado en Ciencias Biológicas y la realización de este trabajo. CVU: 836380

A los apoyos económicos otorgados por el programa PAEP- UNAM (2019), para la asistencia del congreso EGAL, 2019, en el cual se expuso este trabajo.

A mi tutor principal la Dra. Melanie Kolb, por sus valiosas aportaciones, por todo su apoyo durante el proceso de elaboración, consejos y experiencias que permitieron la maduración de este proyecto.

A los miembros del Comité Tutoral, la Dra Patricia Koleff y al Dr. Fernando Álvarez, por su tiempo y sus valiosas aportaciones.

Agradecimientos a título personal

Después de haber pasado por un par de temblores, inundaciones, incendios y una pandemia, vale la pena hacer una pequeña pausa para mencionar y agradecer a todas esas personas que me apoyaron de una u otra forma a terminar este escrito de tesis.

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi tutora, la Dra. Melanie Kolb, cuyo apoyo siempre ha estado presente de diferentes maneras. Gracias por la oportunidad de entrar en tu grupo de trabajo, tus consejos y tus enseñanzas. No tengo palabras para expresar lo agradecido que estoy y todo lo que he aprendido (en general en todos los aspectos de la vida y demás experiencias). Gracias por tu tiempo, tu dedicación y amistad.

De mi comité tutorial, quiero agradecer a la Dra. Patricia Koleff, que siempre me abrió las puertas y me recibió en CONABIO cuando lo necesité. Su experiencia y conocimientos en planeación para la conservación en México fueron pieza clave y de inspiración para la realización de este proyecto.

A mi buen amigo y tutor de la licenciatura, el Dr. Fernando Álvarez, gracias otra vez por recibirme en la colección de crustáceos y por aceptar ser parte de mi comité tutorial de maestría. Sin su guía y consejos, no hubiera llegado hasta donde estoy ahora. Gracias por abrirme las puertas y darme la oportunidad de trabajar con sistemas anquihalinos, pesé a que tal vez no siempre fui el mejor alumno. Espero poder retribuir pronto y hacer algo de provecho para conservar esos bellos ecosistemas, a los cuales Fernando ha dedicado gran parte de su vida a estudiar.

De antemano, doy agradecimiento especial a todos los miembros del comité jurado, el Dr. Rodolfo Rioja Nieto, la Dra. Gabriela Mendoza González y la Dra. María Perevochtchikova por aceptar participar en la evaluación de tesis y por sus valiosas aportaciones al proyecto.

También quisiera agradecer a todos los miembros del laboratorio de Ecología de ecosistemas del instituto de geografía: Balam, Laura Sánchez, Laura Alicia, Ileana, Isela, Elisa, Cris, Marisa, Karla, Diana Carrillo, Diana Yismoto, Joan, Ricardo y demás personas que componen los seminarios. Gracias por sus aportaciones durante los seminarios, por su amistad y paciencia de este grupo, por supuesto, debo de resaltar con gran mérito, al Dr. Leopoldo Galicia, por siempre ser tan dedicado a los estudiantes, por retar su creatividad, por

alimentar siempre su entusiasmo y por siempre proponer ideas frescas que son de inspiración. Gracias a todos ellos, un excelente grupo de trabajo y personas muy brillantes.

A la Dra. Patricia Beddows por brindar su apoyo en las diversas fases de este proyecto: información, consejos, asesoramiento y contactos. Gracias por las experiencias, lo que enriqueció tremendamente los modelos de planeación de este trabajo. Gracias Trish y Ed, son personas brillantes e increíbles; que estos modelos sean útiles para la conservación de Quintana Roo.

Quisiera agradecer a mis amigos de la Facultad de Ciencias, ocurrentes personas que siempre han estado un paso adelante, apoyándome cuando las cosas siempre se vieron grises: Rodrigo, Porfirio, Leonardo, Tetsuya, Eric, Missa y Ceci. De ese grupo quisiera, además, agradecer en particular a mis compañeros de departamento; Rosario y Pablo, gracias por las grandes experiencias. A todos, aunque no los vea en 20 años y vivan en otros países, siempre estarán conmigo y en mi corazón.

Un agradecimiento especial a María Rodríguez Jiménez, secretaria administrativa del posgrado de ciencias biológicas en la sede de geología. Gracias por la ayuda en cada paso del proceso de titulación, por tu paciencia y tiempo para resolver mis dudas. Mary es una persona que se caracteriza por el compromiso que tiene para orientar a los estudiantes y su capacidad para motivarlos a aprovechar mejor las oportunidades que otorga el posgrado.

Por último, pero no menos importantes, quisiera agradecer a mis amigos de la danza de Pumas Son Casino. Especialmente quiero dedicarle una mención a Kenia Escalante, cuyo apoyo y cariño siempre estuvo presente cuando más lo necesité. El baile fue una parte muy importante en esta parte de mi vida, y por ello los menciono. ¡Conservación, charanda y guaguancó!

Dedicado a mis padres, que siempre me han apoyado cuando siempre los he necesitado y son mi modelo a seguir

A mis demás familiares y amigos

A mis abuelos José Aguilar Jáuregui y Graciela Fernández García

Con compromiso y *Ma'na'na**, a todas las personas interesadas en mejorar las prácticas de conservación, y a quienes buscan con creatividad, hacer frente a todos los retos (sociales, económicos y ecológicos), que esta conlleva en sus diferentes contextos.

* *palabra de origen cubano asociada a la cultura local de la rumba, que hace referencia al ritmo o a la cadencia de un artista y a la conexión espiritual que este tiene con su audiencia.*

"Friends of wilderness should remember that in terms of the entire history of man's relationships to nature, they are riding the crest of a very, very recent wave"

Roderick Nash (1973)

*"All that is gold does not glitter,
not all those who wander are lost;
the old that is strong does not wither,
deep roots are not reached by the frost.
from the ashes a fire shall be woken,
a light from the shadows shall spring;
renewed shall be blade that was broken,
the crownless again shall be king."*

J.R.R. Tolkien, "The Fellowship of the Ring" (1954)

Contenido

1. RESUMEN.....	1
1.1. ABSTRACT	3
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1. Planeación para la conservación de biodiversidad y servicios ecosistémicos.....	8
2.2. Servicios ecosistémicos hidrológicos.....	11
3. CASO DE ESTUDIO Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	14
4. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	17
4.1. Objetivo general:.....	17
4.2. Objetivos particulares:.....	17
4.3. Hipótesis:.....	18
5. MÉTODO.....	18
5.3. Sitio de estudio	18
5.4. Fuentes de información y bases de datos	18
5.4.1. Objetos de conservación de biodiversidad	18
5.4.2. Objetos de conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos.....	20
5.5. Procesamiento de la información espacial para el análisis prioritario	21
5.5.1. Delimitación de las unidades de planeación y evaluación de la diversidad <i>alfa</i> y <i>beta</i>	21
5.5.2. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo de biodiversidad (<i>a</i>).....	24
5.5.3. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo de servicios ecosistémicos hidrológicos (<i>b</i>)	28
5.5.4. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo combinatorio (<i>ab</i>)	29
5.6. Análisis de priorización.....	30
5.6.1. Información general sobre el algoritmo de priorización y sus características.....	30
5.6.2. Construcción de los modelos y jerarquización de sitios.....	31
5.6.2.1. Modelos MARXAN (<i>a</i> , <i>b</i> , y <i>ab</i>).....	31
5.6.2.2. Modelo basado en áreas de cobeneficio (<i>c</i>).....	33
5.7. Evaluación de la eficiencia de los modelos.....	34
6. RESULTADOS	35
6.3. Características de la biodiversidad e información sobre los factores de presión	35
6.3.1. Información sobre las especies.....	35
6.3.2. Patrón espacial de la diversidad <i>alfa</i> y <i>beta</i>	36
6.3.3. Factores de presión.....	39
6.4. Características de los elementos relacionados a SEH	40
6.4.1. Balance hidrológico.....	40

6.4.2.	Patrón espacial de la infiltración y características de las áreas de demanda	41
6.5.	Patrón espacial de los objetos de conservación.....	43
6.6.	Metas cuantitativas de los objetos de conservación	44
6.7.	Características de los modelos de sitios prioritarios	46
6.7.1.	Frecuencias de selección	46
6.7.2.	Cumplimiento de metas cuantitativas de los modelos.....	47
6.7.3.	Patrón espacial de los sitios prioritarios y su valor de factores de presión	50
7.	DISCUSIÓN	51
7.1.	Diferencias en la ubicación de los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH.....	51
7.2.	Representación de biodiversidad en los modelos y vacíos de información identificados	54
7.3.	Planeación de la conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos.....	55
7.4.	Supuestos teóricos del modelo <i>ab</i> y ventajas del modelo basado en áreas de cobeneficio para la integración de prioridades	58
7.5.	Comentarios finales y recomendaciones	62
8.	CONCLUSIONES	63
9.	REFERENCIAS	64
	Anexo 1. Insumos del mapa de factores de presión a la biodiversidad.....	85
	Anexo 2. Listado de especies evaluadas	87
	Anexo 3. Sitios prioritarios de extrema y alta importancia del modelo (<i>c</i>) que no se encuentran cubiertos por el sistema de ANP actual.....	111

1. RESUMEN

Uno de los principales retos de la planeación para la conservación es la asignación eficiente de los recursos disponibles para el establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP). A partir del auge del marco conceptual de los servicios ecosistémicos (SE), surge la necesidad de considerarlos en la planeación de la conservación. Sin embargo, una de las principales críticas al enfoque, es que suele generar sitios prioritarios que no necesariamente corresponden con las áreas de importancia para la biodiversidad. En consecuencia, las nuevas áreas de conservación corren el riesgo de no ser efectivas para proteger la biodiversidad, si se asume una relación positiva entre ambos elementos durante la toma de decisiones.

El objetivo de este trabajo, fue evaluar las diferencias entre la planeación de servicios ecosistémicos y biodiversidad, a través de modelos de priorización espacial para la conservación (PEC), e identificar oportunidades de integración a nivel espacial que permitan el uso eficiente del territorio. Esta investigación se llevó a cabo en la Riviera Maya, Quintana Roo, México, debido a que su riqueza biológica y cultural, lo que colocan como uno de los lugares de atractivo turístico más importantes del país, y a que presenta una creciente crisis ambiental debido a que la alta presión sobre la biodiversidad y los ecosistemas que ejerce modelo de desarrollo económico actual.

Debido a la importancia ecológica y económica de los sistemas acuáticos de esta región, el trabajo se enfocó en servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH). Con ayuda del algoritmo de optimización de MARXAN v.2.4, se evaluaron tres enfoques diferentes para el modelado de sitios prioritarios: *a*) biodiversidad, *b*) SEH (provisión y regulación), y *c*) la integración simultánea de ambos componentes. Para el modelo de biodiversidad se utilizó información espacial de 324 elementos, con lo que se logró representar un total de 610 especies pertenecientes a siete grupos biológicos distintos (crustáceos, peces, anfibios, reptiles, mamíferos, aves y plantas). En el caso de los SEH, se incluyeron 12 elementos espaciales, asociados a su oferta y demanda, como los tipos de cobertura, características geológicas y del régimen hídrico de la región.

Los resultados muestran que los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH presentan poca coincidencia espacial (10%). Los sitios de importancia para SEH tienden a ubicarse cerca de los asentamientos humanos, mientras que los de biodiversidad están en las áreas más

conservadas, lejos de la infraestructura humana. La planeación de los sitios prioritarios para SEH demandan una menor área en comparación con los sitios prioritarios para biodiversidad (30% y 36% del área de estudio respectivamente). Sin embargo, al integrar ambos componentes en un solo modelo, el área requerida se mantiene igual al de biodiversidad (36%), pero con una configuración espacial diferente. El modelo de sitios prioritarios de biodiversidad logra representar el 88.8% del total de los elementos de biodiversidad y el de SEH representa el 100%. Cuando se integran ambos componentes se logra representar el 93% de los elementos de biodiversidad y el 91.6% de los elementos de SEH de forma simultánea.

Los resultados obtenidos muestran que, existe una alta probabilidad de alinear acciones de conservación de biodiversidad y SEH. Se discute la eficiencia de los modelos y se abordan aspectos sobre la posible compatibilidad entre ambos enfoques para generar dicha alineación durante la planeación a escala regional.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos hidrológicos, priorización espacial de la conservación, biodiversidad, MARXAN, áreas naturales protegidas, reservas geohidrológicas.

1.1. ABSTRACT

One of the main challenges of planning for conservation is how to efficiently allocate available resources for the establishment of natural protected areas (NPA). Along with the rise of the conceptual framework of ecosystem services (ES), the need to consider them in conservation planning is highlighted. However, one of the main criticisms of the approach is that it usually generates priority sites that do not necessarily correspond to areas of importance for biodiversity. Consequently, new conservation areas run the risk of not being effective in protecting biodiversity, if a positive relationship between both elements is assumed during decision-making.

The objective of this work was to evaluate the differences between the planning of ecosystem services and biodiversity through spatial prioritization for conservation (SPC) models, and to identify opportunities for integration at the spatial level that allow efficient use of the territory. This research was carried out in the Riviera Maya, Quintana Roo, Mexico, due to its biological and cultural wealth, placing it as one of the most important tourist attractions in the country, and since it presents a growing environmental crisis due the current economic development model exerts high pressure on biodiversity and ecosystems.

Due to the ecological and economic importance of the aquatic systems in this region, the work focused on hydrological ecosystem services (HES). With the help of the optimization algorithm of MARXAN v.2.4, three different approaches were evaluated for the modeling of priority sites: a) biodiversity, b) HES (provision and regulation), and c) the simultaneous integration of both components. For the biodiversity model, spatial information of 324 elements was used, which was able to represent a total of 610 species belonging to seven different biological groups (crustaceans, fish, amphibians, reptiles, mammals, birds and plants). In the case of HES, 12 spatial elements were included, associated with their supply and demand, such as the types of coverage, geological characteristics and the water regime of the region.

The results show that the priority sites of biodiversity and HES present little spatial coincidence (10%). Sites of importance to HES tend to be located near human settlements, while biodiversity sites are in the most conserved areas, away from human infrastructure. The planning of the priority sites for HES requires a smaller area compared to the priority

sites for biodiversity (30% and 36% of the study area respectively), however, by integrating both components in a single model, the required area remains equal to biodiversity (36%), but with a different spatial configuration. The biodiversity priority sites model manages to represent 88.8% of the total biodiversity elements and the HES model represents 100%; When both components are integrated, 93% of the biodiversity elements and 91.6% of the HES elements are represented simultaneously.

The results obtained show that there is a high probability of aligning conservation actions and HES. The efficiency of the models is discussed and aspects of the possible compatibility between both approaches are addressed to generate said alignment during planning at a regional scale.

Keywords: *Systematic conservation planning, hydrological ecosystem services, spatial conservation prioritization, biodiversity conservation, MARXAN, Riviera Maya, Yucatán peninsula, cenotes, hydrogeological reserves, protected natural areas.*

2. INTRODUCCIÓN

Se considera que la conservación de sitios es uno de los métodos más efectivos para reducir la pérdida de biodiversidad, por lo que en la actualidad las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son uno de los esquemas de conservación más populares a nivel global (Eken *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2004). Existe un total de 261,070 áreas protegidas en todo el mundo que cubren aproximadamente el 15.03% de la superficie terrestre y el 10% de las aguas territoriales (UNEP-WCMC, 2020).

La principal función de las ANP es separar los elementos de la biodiversidad de los procesos que amenazan su existencia en la naturaleza, con la finalidad de mantener su integridad, en conjunto con los beneficios que esta provee a la sociedad (Carey *et al.*, 2000; Margules y Pressey, 2000). La biodiversidad puede definirse como la suma de todas las variaciones bióticas en todos los niveles de organización: la variedad de organismos vivos, los complejos ecológicos en los que se producen, y las formas en que interactúan entre sí y con el entorno físico (Redford y Richter, 1999).

La conservación de todos los elementos de biodiversidad, es difícil de justificar debido a que la mayoría de las personas interpretan a la biodiversidad como un bien cuyo valor, está determinado principalmente por valores culturales, estéticos, recreativos, existenciales e intrínsecos (Chapin *et al.*, 2000; Mace *et al.*, 2012), por lo tanto, es común que los esfuerzos y estrategias internacionales de conservación, se enfoquen en preservar áreas geográficas de alta riqueza biológica, o en representar ciertos elementos en específico dentro de los sistemas de ANP como son especies de interés (carismáticas, icónicas o de uso comercial), especies raras, especies amenazadas o en peligro de extinción (Hof y Raphael, 1997; Margules y Pressey, 2000; Mace *et al.*, 2003; Eken *et al.*, 2004; Brambilla *et al.*, 2013; Monroy-Gamboa *et al.*, 2019).

Las ANP son de alta relevancia social, debido a que la conservación de la naturaleza implica un mayor apoyo de las economías locales y regionales, la investigación científica, el ecoturismo, las actividades educativas y/o de importancia cultural (Carey *et al.*, 2000). En el caso particular de México, esta importancia es evidente (Kolleff y Urquiza-Haas, 2011; CONABIO, 2012). Al ser un país mega diverso, presenta una larga trayectoria de ANP como política pública (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995; Melo-Gallegos, 2002; Wilson y Mittermeier,

1997; Bezaury-Creel, 2005; Smardon y Faust, 2006), México, ilustra de manera clara, la complejidad, dificultades y desafíos que entraña la conservación de la biodiversidad. El sistema de ANP se estableció oficialmente a partir del año de 1950 y es uno de los principales instrumentos de conservación del país; en la actualidad, el 12% del territorio nacional se encuentra bajo alguna categoría de protección (CONANP, 2017).

A pesar de su importancia reconocida, los sistemas existentes de ANP rara vez han sido diseñados con un método sistemático o estandarizado; históricamente, la mayor parte de las áreas dedicadas a la conservación fueron establecidas de manera oportunista (Margules y Pressey, 2000). El motivo principal, es que la conservación frecuentemente compite con diferentes intereses económicos por el uso de tierra, por lo cual, es común que la ubicación de las ANP se encuentre sesgada a sitios remotos o poco productivos, que no necesariamente contribuyen con las necesidades de conservación regionales o nacionales (Joppa y Pfaff, 2009).

Ante la inminente y continua disminución de la biodiversidad global, gradualmente se han incrementado los esfuerzos para desarrollar protocolos enfocados a evaluar y seleccionar de forma eficiente sitios prioritarios para el diseño de áreas de conservación (McIntosh *et al.*, 2017). La priorización espacial para la conservación (PEC), se refiere a la evaluación cuantitativa de información espacial para el diseño de áreas de conservación (McIntosh *et al.*, 2017). El diseño de áreas de conservación se realiza mediante la identificación iterativa de un subconjunto de unidades territoriales que pueden utilizarse para representar eficientemente elementos de interés para la conservación de una región determinada (Kirkpatrick, 1983; Pressey *et al.*, 1996; Ferrier y Wintle, 2009).

Como tal, la PEC se encarga de encontrar soluciones al problema del conjunto mínimo que, en conservación, se refiere a identificar soluciones espaciales que representen una mayor cantidad de elementos de interés a un menor costo y/o espacio (Possingham *et al.*, 2006; Sarkar, 2006). La PEC suele incluirse dentro del marco conceptual de la planeación sistemática para la conservación (PSC) (Fig.1) (Sarkar *et al.*, 2006; Pressey y Bottrill, 2009; Watson *et al.*, 2011; Kukkala y Moilanen, 2013); la modelación de escenarios a través de la PEC, se realiza antes o en conjunto con la implementación, con la finalidad de servir de guía

para prevenir resultados no deseados, y para complementar la red de ANP existente a través de diferentes esquemas de conservación (Margules y Pressey, 2000; McIntosh *et al.*, 2017).

La selección iterativa de áreas de conservación se basa en el principio de complementariedad (Margules y Pressey, 2000). El concepto, se define como el aporte que hace un sitio específico al cumplimiento de metas cuantitativas de biodiversidad de una región determinada (Margules y Pressey, 2000; Kukkala y Moilanen, 2013). Una meta cuantitativa de conservación, hace referencia a una medida o valor mínimo de representación para cada uno de los elementos espaciales de biodiversidad que se desea incluir dentro del sistema de ANP que se diseña, por lo cual es el medio principal para evaluar el valor de conservación de diferentes áreas durante el proceso de selección de sitios prioritarios (Carwardine *et al.*, 2009).

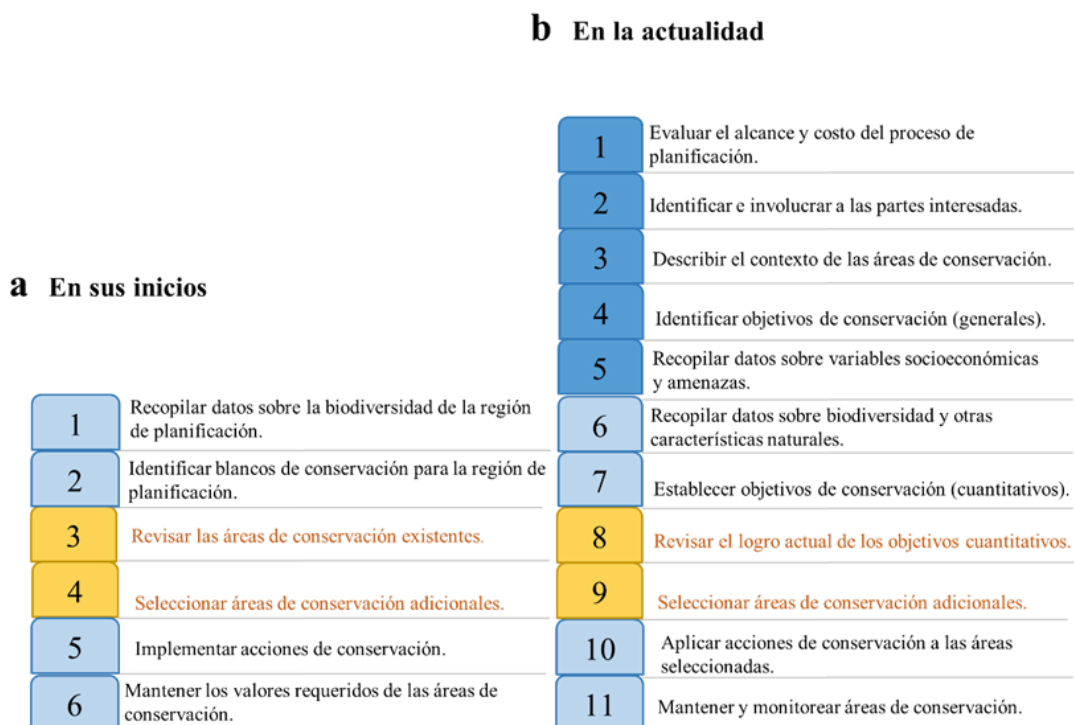


Figura 1. Las etapas primarias de la planeación sistemática de la conservación (PSC). a) Vista temprana del proceso (Margules y Pressey, 2000). b) El marco actual dominante para PSC, modificado de Pressey y Bottrill, (2009). Los cuadros azules claros indican etapas equivalentes en (a) y (b); los cuadros azul oscuro en (b), indican las nuevas etapas añadidas. Las etapas en naranja se refieren a la priorización espacial de la conservación (PEC), las cuales generalmente involucran algún software de propósito especial. Esquema tomado y modificado de McIntosh *et al.*, (2017).

La complementariedad es una propiedad dinámica, que surge por la combinación de elementos representados y no representados durante el diseño de una red de áreas de conservación (Williams y Manne, 2001). Conforme se añaden áreas a la red inicial para diseñar un sistema de áreas de conservación, el valor de complementariedad de las áreas aún no seleccionadas se modifica (Margules y Pressey, 2000); las áreas seleccionadas en cada iteración no son necesariamente las más diversas, sino aquellas que contribuyen más a cumplir con las metas cuantitativas (Margules y Pressey, 2000).

La selección iterativa de áreas con base en el principio de complementariedad, permite a la PEC: 1) justificar la importancia de un sitio y evaluar su valor de conservación, con base en su aporte en el cumplimiento de metas cuantitativas; y 2) facilitar la búsqueda de conjuntos de áreas que lidien mejor con restricciones de implementación, sin comprometer, en la medida de lo posible, el cumplimiento de dichas metas (Margules y Pressey, 2000; Simon Ferrier *et al.*, 2000; Kukkala y Moilanen, 2013).

En el caso de México, existen diversas evaluaciones que utilizan la PEC como base para identificar sitios de importancia para orientar estrategias y acciones de gestión a nivel nacional, regional y estatal (Koleff *et al.*, 2008; Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Koleff y Urquiza-Haas, 2011; Lira-Noriega *et al.*, 2015; Tobón *et al.*, 2017). Las evaluaciones más recientes muestran que, a nivel nacional solo el 12.9% y el 15.8% de los sitios de biodiversidad terrestre y acuática respectivamente, se encuentra cubiertas bajo algún grado de protección (Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Lira-Noriega *et al.*, 2015). Ante tales vacíos, dichos estudios resaltan la necesidad de identificar oportunidades para complementar la red de ANP actual del país, que permitan asegurar, el uso eficiente de los recursos destinados a la conservación a escalas más pequeñas (es decir, regional, local) (Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Lira-Noriega *et al.*, 2015).

2.1. Planeación para la conservación de biodiversidad y servicios ecosistémicos

La baja representación de la biodiversidad en los sistemas de conservación también se asocia a la propia diversidad de objetivos por los cuales se establecen las ANP (Margules y Pressey, 2000). Debido a que las áreas altamente valoradas que surgen de objetivos alternativos de conservación a menudo no se superponen, existe competencia entre los diferentes proponentes por financiamiento, el espacio y la capacidad de atención limitada por parte de

los tomadores de decisiones, y en consecuencia las reservas corren el riesgo de fallar en representar la biodiversidad de una región (Margules y Pressey, 2000).

En la actualidad, el incremento en la demanda por recursos, pobreza, urbanización extensiva y otros cambios, han motivado la necesidad de ir más allá de los enfoques de conservación clásicos, enfocados solo a la conservación de la biodiversidad, e incorporar de manera explícita, paisajes multifuncionales y valores humanos en la gestión de áreas naturales (Chan *et al.*, 2006; Egoh *et al.*, 2007; Goldman y Tallis, 2009; Cimon-Morin *et al.*, 2014; Verhagen *et al.*, 2017; Manning *et al.*, 2018). Posiblemente a nivel global, el enfoque más popular para hacer frente a esta necesidad, ha sido el de servicios ecosistémicos (SE) (Goldman y Tallis, 2009).

El término SE hace referencia a todos los bienes y servicios que la sociedad obtiene directa o indirectamente de los ecosistemas (MEA, 2005), y puede definirse como “*las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que lo constituyen, sustentan y satisfacen a la vida humana*” (Daily *et al.*, 1997). El concepto describe cómo la naturaleza apoya a la sociedad a través de múltiples beneficios, vincula las funciones ecosistémicas con el bienestar humano y hace énfasis en que las acciones humanas tienen un impacto sobre dichas funciones (Fig. 2). El marco es útil principalmente, a que permite justificar la conservación de ecosistemas y hacerla más competente ante otras actividades económicas, a través de la valorización de los beneficios que otorgan (MEA, 2005; Redford y Adams, 2009; De Groot *et al.*, 2012; Maes *et al.*, 2013).

Aunque el marco de SE presenta ciertas ventajas con respecto a otros enfoques como el de recursos naturales (Olli, 2016), las implicaciones de su uso para la conservación aún no son claras (Balvanera *et al.*, 2001; Goldman y Tallis, 2009; Cimon-Morin *et al.*, 2014), Mientras que el concepto se expande como una herramienta cada vez más popular entre políticos, académicos y diversas organizaciones a lo largo del mundo (MEA, 2005; Daily *et al.*, 2009), aún quedan incógnitas sobre cuál es el impacto de su inclusión en la toma de decisiones y sobre la conservación de la biodiversidad (Goldman y Tallis, 2009).

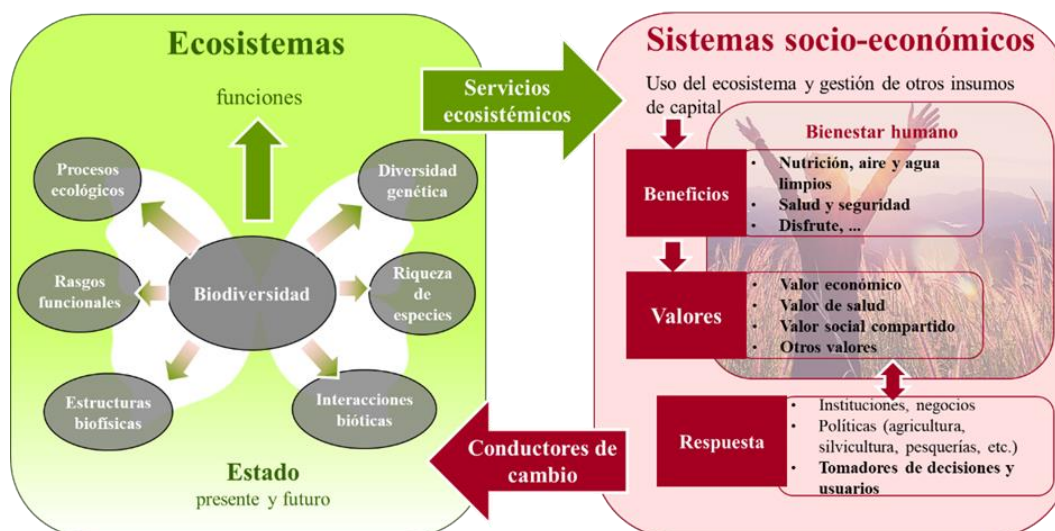


Figura 2. Marco conceptual elaborado por la iniciativa del Mapeo y Evaluación de Ecosistemas y sus Servicios (MAES). Los servicios ecosistémicos son mediadores de la interacción entre los ecosistemas y los sistemas socio-económico (tomado y modificado de Maes et al., 2013).

Una de las principales críticas al enfoque de SE es que no suele generar sitios prioritarios que correspondan con las áreas de importancia para la biodiversidad (Chan *et al.*, 2006; Naidoo *et al.*, 2008; Cimon-Morin *et al.*, 2013; Girardello *et al.*, 2019). En consecuencia, las nuevas áreas de conservación, corren el riesgo de no ser efectivas para proteger biodiversidad, si se asume una relación positiva entre ambos elementos durante la toma de decisiones (Sarkar, 1999; Chan *et al.*, 2006; Naidoo *et al.*, 2008; Mace *et al.*, 2012; Cimon-Morin *et al.*, 2014).

Hasta ahora, la mayoría de los esfuerzos enfocados a evaluar esta problemática se han dirigido únicamente a explorar patrones de co-ocurrencia de ambos componentes (Cimon-Morin *et al.*, 2013; Martinez-Harms *et al.*, 2015). En la literatura, los conflictos en la gestión del territorio frecuentemente se expresan en términos de área, en el sentido de que, una mayor diversidad de objetivos de conservación implica una mayor competencia por espacio, y esto indirectamente, implica un mayor financiamiento para conservar ambos elementos de forma simultánea (Cimon-Morin *et al.*, 2013).

La inclusión de los SE en los planes de conservación tiene el potencial de ofrecer beneficios colaterales para la biodiversidad, y oportunidades de sinergias entre ambos enfoques, que si se explotan adecuadamente, pueden ayudar a superar limitaciones que enfrentan la conservación y el uso sostenible del paisaje (Nassauer y Opdam, 2008; Whittingham, 2011; MacFadyen *et al.*, 2012; Ekroos *et al.*, 2014; Hermoso *et al.*, 2018). Por esta razón, se

requieren esfuerzos para hacer que las compensaciones sean explícitas en selección de áreas para la conservación (Goldstein *et al.*, 2012).

A nivel regional, una solución propuesta a esta problemática, es el diseño de áreas de conservación a través de la PEC para buscar opciones de planeación que permitan alinear acciones de conservación de ambos componentes para maximizar los beneficios de preservar un área (Cimon-Morin *et al.*, 2013; Hermoso *et al.*, 2018; Watson *et al.*, 2019). El término “cobeneficio” deriva de concepto de beneficio colateral y hace referencia directa al beneficio directo o potencial que puede obtener la conservación de la biodiversidad de la gestión de SE y *vice versa* (Hermoso *et al.*, 2018). En la planeación, las áreas de cobeneficio, son aquellas áreas donde es posible alinear diferentes acciones de gestión. Dichas áreas son de gran relevancia debido a que pueden utilizarse para maximizar de forma eficiente, sinergias en los beneficios que se obtienen de las acciones de conservación (Cimon-Morin *et al.*, 2013).

2.2. Servicios ecosistémicos hidrológicos

En general, la coincidencia espacial entre los sitios prioritarios para biodiversidad y SE varía de baja a moderada (Cimon-Morin *et al.*, 2013), sin embargo, los servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH) suelen producir sitios prioritarios más concordantes con los de biodiversidad (Cimon-Morin *et al.*, 2013). Los SEH se definen como todos aquellos beneficios, que son producidos por el efecto que tienen los procesos ocurridos en los ecosistemas terrestres sobre el agua dulce (Brauman *et al.*, 2007; Griebler y Avramov, 2015). Estos pueden dividirse en al menos tres categorías diferentes (Brauman *et al.*, 2014):

- 1) **Provisión:** Suministro de agua en cantidad y calidad.
- 2) **Regulación:** Se refieren a la forma en que los ecosistemas terrestres afectan el flujo y el funcionamiento de los sistemas hidrológicos (p.ej. los procesos de purificación de agua por parte del suelo, regulación del clima y mitigación de inundaciones).
- 3) **Culturales y Recreativos:** son los beneficios no materiales del uso del medio ambiente (p.ej. atracciones turísticas, cuerpos acuáticos que son de gran importancia espiritual, y actividades recreativas relacionadas a cuerpos de agua). También se incluyen usos espirituales, como fuente de inspiración o desear estar "en la naturaleza" por razones personales y/o por la belleza escénica.

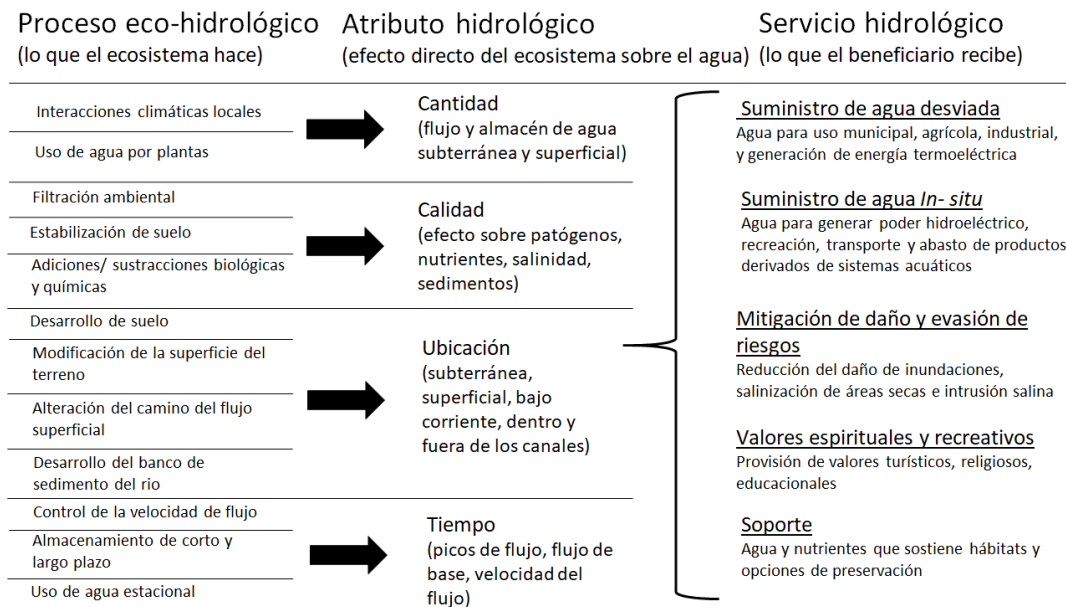


Figura 3. Relaciones entre procesos, atributos y servicios hidrológicos (modificado de Brauman *et al.*, 2014).

Cada uno de los SEH, se define por cuatro atributos hidrológicos (AH): 1) de cantidad, 2) calidad, 3) ubicación y 4) momento del flujo. Los AH se ven directamente afectados por los ecosistemas a medida que el agua se mueve a través de un paisaje; al afectarlos, los procesos ecosistémicos mejoran o degradan el suministro de SEH (Fig. 3) (Brauman *et al.*, 2007). La magnitud en la cual cada AH afecta a los SEH, se evalúa contextualmente (Brauman *et al.*, 2007).

A diferencia de otros SE, los SEH y los procesos ecohidrológicos que los subyacen, suelen clasificarse como capital natural crítico, debido a que son esenciales para la vida, y a que no pueden sustituirse por otros capitales, como el manufacturado (Turner *et al.*, 2004; Young y Loomis, 2014; Hackbart *et al.*, 2017). Pese a este hecho, los SEH y los componentes del ciclo hidrológico que los proveen, han sido relativamente poco incluidos en la toma de decisiones (MEA, 2005) y están cada vez más amenazados en México y otras regiones tropicales del mundo (Bubb *et al.*, 2004; Manson, 2004; Toledo-Aceves *et al.*, 2011; Hamilton *et al.*, 2012). Esta tendencia, suele ser más marcada con los SEH relacionados al agua subterránea (Danielopol *et al.*, 2003; MEA, 2005; Bergkamp y Cross, 2006); debido a que su degradación no es observada rápidamente no llegan a percibirse como algo prioritario (FAO, 2003; MEA, 2005; Morris *et al.*, 2013).

La baja atención al agua subterránea en la toma de decisiones es una problemática que representa una amenaza para la sociedad y la biodiversidad debido al incremento en su degradación y a la inherente dependencia que tenemos hacia ella (Sampat, 2000; Danielopol *et al.*, 2003; MEA, 2005; Bergkamp y Cross, 2006; Turak y Linke, 2011). Alrededor del 30% de toda el agua dulce terrestre es agua subterránea, mientras que los sistemas lóticos (arroyos y ríos) y lénticos (lagos), representan solo el 0.3% (Danielopol *et al.*, 2003). El agua subterránea aporta alrededor del 94% del total del agua dulce (líquida), disponible para el uso humano, y cerca de 30% de la población mundial utiliza el agua subterránea como su principal fuente de agua potable (Sampat, 2000). Con respecto a la producción de alimentos, se estima que al menos un 20% de los productos de la agricultura utilizan agua subterránea como fuente principal de riego (MEA, 2005; Morris *et al.*, 2013).

La extracción de muchos de los acuíferos más grandes de todo el mundo excede significativamente la tasa de renovación natural (Gleeson *et al.*, 2012) y, actualmente su calidad es pobre en muchas áreas (Danielopol *et al.*, 2003). A nivel global, la creciente problemática generada por la industrialización, la deposición de desechos, y el aumento exponencial del uso de productos químicos sintéticos que se liberan en el medio ambiente, remarca la necesidad de integrarla eficazmente en el proceso de planeación para la conservación (MEA, 2005).

Desde el punto de vista ecológico, el agua subterránea es uno de los mayores reguladores de los ecosistemas terrestres y acuáticos debido a que subyace diferentes funciones que mantienen directa e indirectamente la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos dentro una cuenca (WWF, 2010; Nel *et al.*, 2011; Brauman *et al.*, 2014; Griebler y Avramov, 2015), por lo cual, para garantizar su uso sostenible, es importante que la toma de decisiones considere de manera explícita, las necesidades de la sociedad y los ecosistemas (Wallace *et al.*, 2003; Boulton, 2005; Bergkamp y Cross, 2006; Boulton *et al.*, 2016; Morán-Ordóñez *et al.*, 2017; Nel *et al.*, 2011).

Identificar oportunidades de integración en la planeación para la conservación de biodiversidad y SE, es entonces particularmente importante para los SEH, debido a su relevancia social y ecológica, a la poca atención que han recibido en la toma de decisiones,

y al grado de amenaza actual en el cual se encuentran (Sampat, 2000; Danielopol *et al.*, 2003; MEA, 2005; Bergkamp y Cross, 2006; Turak y Linke, 2011).

3. CASO DE ESTUDIO Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La Península de Yucatán (PY) es una plataforma de roca caliza ubicada al sureste de México, que presenta una superficie aproximada de 165,000 km² y que comprende los estados federales mexicanos de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). La roca caliza, determina uno de los reservorios de agua subterránea más grandes en el mundo, que se caracteriza por presentar una alta densidad de sistemas de túneles y conductos de diferentes tamaños interconectados entre sí (Back y Hanshaw, 1970; Smart *et al.*, 2006).

La población y la actividad económica de la PY han crecido de manera exponencial en los últimos años (Lutz *et al.*, 2000; Rubio-Maldonado *et al.*, 2010). La mayor parte de actividad económica se concentra en el sector de servicios, el cual se caracteriza por una extensa industria turística a lo largo de la costa del mar caribe (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). El crecimiento poblacional se encuentra por encima de la media nacional, particularmente en la costa oriental, el crecimiento ha alcanzado más del 14% por año en algunas áreas (Rubio-Maldonado *et al.*, 2010).

La PY y en particular su área costera, brindan múltiples beneficios económicos y de salud pública (Islebe *et al.*, 2015). La riqueza biológica es el principal atractivo de la región. Existen más de 10 tipos de vegetación. Los ambientes terrestres, se componen principalmente por selva alta perennifolia, selva baja caducifolia, sabanas y diversas asociaciones de agua dulce, mientras que los ambientes costeros y marinos, incluyen matorral de dunas costeras, manglar, lagunas costeras, lechos de pastos marinos y arrecifes de coral (Islebe *et al.*, 2015; Durán-García *et al.*, 2016).

Los SE y la biodiversidad dependen fuertemente de los procesos ecológicos que son producto de la interacción entre el agua y la roca caliza (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011; Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Hernández-Arana *et al.*, 2015; Islebe *et al.*, 2015). El sistema kárstico sostiene a través de las conexiones hidrológicas, diferentes ecosistemas dependientes del agua subterránea incluidos, humedales, bosques tropicales y arrecifes, los cuales, forman un importante corredor transversal desde el interior terrestre, a través de llanuras aluviales, lagos kársticos, lagunas costeras estuarinas, que se puede conceptualizar como una estructura

espacio-temporal dinámica y frágil, donde el grado de acoplamiento basado en conexiones hidrológicas, impulsa los procesos que sostienen y mantienen el funcionamiento de las áreas naturales (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011; Hernández-Arana *et al.*, 2015).

Debido a la ausencia de escurrimiento superficial, las dolinas, conocidas localmente como “cenotes” (del maya *tz'onot*, que puede traducirse como "*depósito de agua, pozo, o abismo*"; Back y Hanshaw, 1970; Reddell, 1981), son de extrema importancia a nivel local. En términos ecológicos, funcionan como una apertura directa del acuífero, que actúa como la principal fuente que abastece de agua a la biodiversidad de la región (Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Beddows *et al.*, 2007; MacSwiney *et al.*, 2007; Fragoso-Servón *et al.*, 2014). Se estima que la península tiene 2,300 especies de plantas vasculares, agrupadas en 956 géneros y 161 familias, de las cuales, 203 son endémicas. En cuanto a la fauna, se han reportado más de 7,300 especies diferentes, de las cuales 5,765 son invertebrados y 1,551 especies son vertebrados (Durán-García *et al.*, 2016).

Los cenotes, en conjunto con la permeabilidad de la roca, permiten la entrada de energía y materia que sostienen ecosistemas hipógeos (Pohlman *et al.*, 1997). Los sistemas de cuevas son de gran relevancia biológica debido a que albergan un alto grado de diversidad y endemismos (Reddell, 1981; Alvarez e Iliffe, 2008). Actualmente, gran parte de estas especies, como el caso del remipedio *Xibalbanus tulumensis*, se encuentran en alguna categoría de riesgo dentro de la NOM-059, debido a sus características de historia de vida, a la fragilidad de su hábitat, y a la dependencia que tienen al transporte de energía que llega de los ambientes superficiales (SEMARNAT, 2010).

La riqueza natural y los recursos hidrológicos, actualmente se encuentran amenazados por las presiones antrópicas (Rubio-Maldonado *et al.*, 2010; Bauer-Gottwein *et al.*, 2011; Rioja-Nieto *et al.*, 2017). Los problemas centrales en cuanto a la gestión del agua, están más relacionados a la calidad que a la cantidad, debido a que la conductividad hidráulica de la región es alta (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). La permeabilidad de la roca hace que el acuífero sea susceptible a la contaminación, e implica que el lente de agua dulce subterráneo sea la única fuente de agua potable disponible de la región (Schmitter-Soto *et al.*, 2002). La parte costera es particularmente vulnerable a la degradación de los recursos hidrológicos debido a las características intrínsecas del *karst*, la cantidad de desechos que se producen por la

actividad turística y a la intrusión salina que ocurre debido a la perturbación del acuífero (Morales-López, 2007; Aguilar-Duarte *et al.*, 2016; Camacho-Cruz *et al.*, 2020)

En la PY se ha observado un decremento de la calidad de agua que representa un alto riesgo para la salud pública y para los ecosistemas terrestres y marinos (Doehring y Butler, 1974; Pacheco *et al.*, 2001; Herrera-Silveira *et al.*, 2004; Aranda-Cirerol *et al.*, 2006; Tapia González *et al.*, 2008; Metcalfe *et al.*, 2011; Hernández-Terrones *et al.*, 2015). Debido a que el estrés sobre el agua subterránea amenaza la única fuente de agua potable y los activos de SE de la PY, existe la urgente necesidad de mejorar la planeación para conservar de manera eficiente, los procesos eco-hidrológicos que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas (Rubio-Maldonado *et al.*, 2010). Particularmente en la Riviera maya, un área costera de Quintana Roo que se encuentra ubicada entre los municipios de Cancún y Felipe Carrillo Puerto, esta necesidad es aún mayor debido a que el incesante desarrollo turístico, genera cantidades exponenciales de desechos que son una constante presión sobre los recursos hidrológicos (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

La Riviera maya, carece de una regulación integral del tratamiento de aguas negras (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Se calcula que dos terceras partes del agua residual, es reinyectada directamente en el acuífero o en los cuerpos de agua sin un tratamiento previo (Beddows, 2002; ASK, 2003; Krekeler *et al.*, 2007). El mal manejo de los residuos en la región, en conjunto con las características intrínsecas del *karst*, hacen que el principal desafío en la gestión del agua subterránea, sea la zonificación del uso de la tierra para el establecimiento de áreas de protección de recursos hidrológicos (Escolero *et al.*, 2000; Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Este escenario, otorga una oportunidad para evaluar el potencial de que tienen los SEH como un instrumento de gestión que se coordine con la protección de la biodiversidad, con el fin de mejorar la planeación regional. La evaluación de la coincidencia espacial entre los sitios prioritarios de biodiversidad y SE, es entonces, fundamental para coordinar las acciones de conservación, y de esta forma, lograr un equilibrio adecuado entre ambos componentes en la Riviera maya.

A pesar de que existen diversas síntesis y trabajos de priorización a nivel nacional, que han incluido a la PY dentro de sus análisis (Koleff *et al.*, 2008; Koleff y Urquiza-Haas, 2011; Lira-Noriega *et al.*, 2015; Tobón *et al.*, 2017), no existe ningún estudio que integre y compare

los enfoques de planeación de SE y biodiversidad para esta región. Lira-Noriega *et al.*, (2015) dividió el territorio en siete regiones distintas con el fin de evaluar sitios prioritarios para la biodiversidad de agua dulce a escala nacional. La comparación cuantitativa muestra que la PY abarca el 4.5% de sitios prioritarios del país y que, en proporción, presenta un mayor porcentaje de sitios de extrema importancia en comparación de otras regiones (33.8%).

La PY muestra un mayor grado de homogeneidad ambiental con respecto a otras regiones del país, por lo que los objetivos cuantitativos de conservación de biodiversidad, se pueden cumplir en un espacio relativamente más bajo (< 20% del área total) (Lira-Noriega *et al.*, 2015). Aunque este panorama es positivo para la biodiversidad, no se han evaluado las implicaciones de considerar más de un enfoque de conservación en la planeación, ni cómo pueden variar las prioridades a escalas más pequeñas.

Con el fin de mejorar la planeación de la Riviera Maya, este estudio tiene como objetivo resolver las siguientes interrogantes: ¿Cómo cambian las prioridades a nivel espacial al evaluar diferentes objetivos de conservación (en este caso biodiversidad y SEH) ?; ¿Qué implicaciones tendrían estas diferencias?; ¿Cómo pueden integrarse las prioridades de SEH y biodiversidad en la planeación?; y ¿Qué tan representadas están estas prioridades en el sistema de ANP actual?

4. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

4.1. Objetivo general:

Evaluar la coincidencia espacial de los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH, así como las oportunidades de integración a partir de un modelo que considere ambos componentes.

4.2. Objetivos particulares:

1. Generar un modelo de sitios prioritarios para biodiversidad (*a*).
2. Generar un modelo de sitios prioritarios para SEH (*b*).
3. Generar un modelo de sitios prioritarios a partir de su combinatoria (*ab*).
4. Evaluar la coincidencia espacial de ambos modelos ($a \cup b$), e identificar posibilidades de integración para la obtención de cobeneficios a partir de las características de los modelos y sus supuestos (área, metas cuantitativas de conservación y coincidencia espacial).

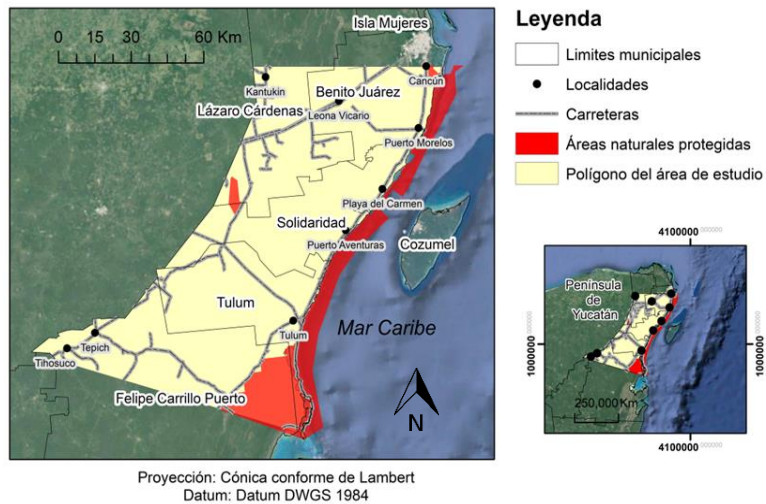
4.3. Hipótesis:

Los sitios prioritarios para (a) son diferentes a los de (b), debido a las diferencias conceptuales que hay entre ambos enfoques. Integrar biodiversidad y SEH en un mismo modelo (ab), es más eficiente que unir los modelos individuales ($a \cup b$) en cuanto al cumplimiento de metas cuantitativas de conservación y al uso del espacio.

5. MÉTODO

5.3. Sitio de estudio

El sitio de estudio se encuentra en la parte continental del estado de Quintana Roo. El polígono se delimitó con base en dos criterios: 1) la ubicación de la Riviera Maya; y 2) la zona central del sistema de fracturas de *Holbox* (Fragoso-Servón *et al.*, 2014). El área presenta una superficie de 10184.6 km² la cual, corresponde a tres municipios completos (Puerto Morelos, Solidaridad y Tulum), y a una fracción de otros cuatro municipios circundantes (Benito Juárez, Lázaro Cárdenas, Cozumel y Felipe Carrillo Puerto) (Mapa 1). El 7% de este territorio se encuentra dentro de algún área natural protegida (ANP); no hay ANP federales y existen ocho ANP estatales terrestres (CONANP, 2017).



Mapa 1. Área de estudio.

5.4. Fuentes de información y bases de datos

5.4.1. Objetos de conservación de biodiversidad

El término de “objeto de conservación”, se refiere a cualquier elemento espacial, que se utiliza como insumo para el diseño de un sistema de áreas para la conservación (Margules y

Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2003). Los tipos de objetos de conservación utilizados en el análisis de sitios prioritarios para la biodiversidad fueron: 1) polígonos de distribución potencial de especies (572); 2) registros puntuales de presencia de especies (204); y 3) subrogados. El término “subrogado”, hace referencia a cualquier tipo de elemento espacial medible e identificable, que potencialmente, represente de forma indirecta, algún aspecto o patrón de biodiversidad (Margules y Pressey, 2000; Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2007; Urquiza–Haas *et al.*, 2019).

Se generó un listado de especies nativas con la información presente en diferentes revisiones bibliográficas (Schmitter-Soto, 1998; Alvarez e Iliffe, 2008; Pozo *et al.*, 2011; Mercado-Salas *et al.*, 2013; Islebe *et al.*, 2015). La búsqueda de información espacial se dirigió a especies de crustáceos, peces, anfibios, reptiles, mamíferos, aves residentes y plantas, debido a su relevancia en cuanto a endemismos, grado de amenaza y disponibilidad de información. Los nombres y el rango de distribución de cada especie, fueron corroborados con el portal de ENCICLOVIDA, y con ayuda de las bases de datos de *WORCS* y *FishBase* (Pauly y Froese, 1991; Gerovasileiou *et al.*, 2016; CONABIO, 2019).

La información espacial sobre especies se obtuvo del Geoportal de la CONABIO (CONABIO-SNIB) y el Servicio Global de Información para la Biodiversidad (GBIF). Debido a que incluir muchos registros puntuales, puede sesgar la selección de sitios prioritarios a las áreas mejor muestreadas de la región (Rondinini *et al.*, 2006), solo se consideraron registros de especies con endemismos, o que estuviesen dentro de alguna categoría de protección (SEMARNAT, 2010; IUCN, 2012; Sánchez-Salas *et al.*, 2013; CITES, 2017). Para el caso de herpetofauna, solo se consideraron registros puntuales de especies endémicas de la PY, ya que solo se usaron para representar especies sin un modelo de distribución potencial. Para el caso de crustáceos, además de incluir especies en alguna categoría de riesgo o con algún grado de endemismo, se consideraron especies con algún grado de afinidad al hábitat hipogeo (Álvarez e Iliffe, 2008). Para el caso de la ictiofauna, solo se incluyó la información referente a especies cuyo hábitat principal fuera dulceacuícola (Schmitter-Soto, 1998), debido a que la evaluación de sitios prioritarios, se enfocó a la parte continental.

Para los subrogados (Tabla 1), se incorporaron los siguientes elementos: 1) los tipos de vegetación (Gebhardt *et al.*, 2014; CONABIO, 2016); 2) cuerpos de agua epicontinentales (Gebhardt *et al.*, 2014; Lira-Noriega *et al.*, 2015); y 3) un polígono de 15 km de línea de costa hacia tierra dentro, considerado como un área de hábitat crítico para fauna estigobionte (Alvarez e Iliffe, 2008; Benítez-León, 2014). Se optó por dividir la capa de cuerpos acuáticos en dos y considerar a los cuerpos de agua con conexión superficial al mar aparte, debido a que las características ecológicas y composición de especies presentan mayor variación conforme aumenta la distancia a la costa (Schmitter-Soto, 1998; Álvarez e Iliffe, 2008; Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Benítez-León, 2014; Islebe, 2015; Hernández-Arana *et al.*, 2015).

Tabla 1. Lista de subrogados asociados a estructuras topográficas y coberturas del suelo.

Tipo de Cobertura	Área total (km ²)	Porcentaje del área de estudio	Resolución
1) Selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural	8917	91%	1:20,000
2) Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	386	3.9%	1:20,000
3) Tular	209	2.1%	1:20,000
4) Manglar	151	1.5%	1: 50,000
5) Petén	87	0.9%	1:20,000
6) Cuerpos de agua sin conexión superficial al mar	72	0.7%	1:250 000
7) Cuerpos de agua con conexión superficial al mar	22	0.2%	1:250 000
8) Área de hábitat epigeo	2226	22%	1:1,000,000

5.4.2. Objetos de conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos

Para identificar sitios prioritarios de SEH, se consideraron los elementos espaciales relacionados específicamente a dos componentes: 1) SEH de provisión: hace referencia a la cantidad de agua; y 2) SEH de regulación: se refiere a la forma en que los ecosistemas terrestres y sus características, afectan la calidad y el transporte de agua (Brauman *et al.*, 2007; Brauman *et al.*, 2014).

Se consideraron 12 objetos de conservación diferentes (Tabla 2), dentro de los cuales se incluyeron: 1) tipos de vegetación natural y cuerpos de agua (Gebhardt, *et al.*, 2014; Lira-Noriega *et al.*, 2015; CONABIO, 2016); 2) fracturas y sistemas subterráneos (INEGI, 2003; Neuman y Rahbek, 2007); 3) áreas de mayor vulnerabilidad del *karst* (Morales-López, 2007); 4) áreas de extracción de agua (CONAGUA-REPGA, 2019); y 5) un modelo cuantitativo de infiltración. El valor medio anual de infiltración se evaluó a través de un sistema de información geográfica, a partir de la resta aritmética de la precipitación (ver Fick y Hijmans, 2017), y la evapotranspiración actual del suelo (ver Trabucco y Zomer, 2010); para el análisis prioritario, solo se utilizó el polígono que obtuvo los valores presentes en el cuartil más alto.

En el área de estudio la permeabilidad de la roca hace muy susceptible a la contaminación, por lo que, pese a que las áreas de agricultura y las urbanas cumplen con la función de infiltración, se optó por no incluirlas como objetos de conservación debido a su impacto sobre la calidad del agua (Brauman *et al.*, 2007; Bauer-Gottwein *et al.*, 2010).

5.5. Procesamiento de la información espacial para el análisis prioritario

5.5.1. Delimitación de las unidades de planeación y evaluación de la diversidad *alfa* y *beta*

Para el análisis de prioridades de conservación es necesario dividir la región de interés en una gradilla de áreas más pequeñas llamadas unidades de planeación (UP). El tamaño y forma de las UP es relevante para la caracterización de sitios prioritarios. Ambos aspectos, influyen en la configuración y en la flexibilidad de las soluciones debido a que la selección de sitios, se hace a partir de la evaluación iterativa de diferentes combinaciones de UP que potencialmente podrían utilizarse para conformar un sistema de áreas de conservación (Birch, 2006; Birch *et al.*, 2007; Nhandale y Smith, 2011; Mo *et al.*, 2019).

Se optó por utilizar hexágonos, debido a que esta forma permite que las UP se conglomeren de una manera más compacta que otras figuras geométricas (Birch, 2006; Birch *et al.*, 2007; Nhandale y Smith, 2011). En cuanto al tamaño, este tiene implicaciones directas sobre la eficiencia, debido a que el uso de unidades más grandes tiende a incluir áreas que no son necesarias para lograr los objetivos de conservación relevantes (Justus *et al.*, 2008). En general, se suele recomendar el uso de tamaños homogéneos debido a que la relación especies-área modifica la probabilidad de que unos sitios se seleccionen más que otros

Tabla 2. *Objetos de conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH).*

Tipo de Cobertura	Componentes asociado de SEH	Área (km ²)	Porcentaje del área de estudio	Resolución	Referencia
Cuerpos acuáticos epicontinentales con conexión superficial al mar	SEH de regulación	22.5	0.2	1:250 000	(Lira <i>et al.</i> , 2015; Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Cuerpos acuáticos epicontinentales sin conexión superficial al mar	SEH de provisión y regulación	71.6	0.7	1:250 000	(Lira <i>et al.</i> , 2015; Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Petén	SEH de provisión y regulación	87.3	0.9	1:20,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Manglar	SEH de provisión y regulación	151.3	1.5	1: 50,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014; CONABIO, 2016)
Tular	SEH de provisión y regulación	208.8	2.1	1:20,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	SEH de provisión y regulación	385.7	3.8	1:20,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural	SEH de provisión y regulación	8917.7	87.6	1:20,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Área de oferta de SEH	SEH de provisión y regulación	9775.0	96	1:20,000	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)
Principales sistemas subterráneos	SEH de regulación	276.3	2.7	1:1,000,000	(Neuman y Rahbek, 2007)
Fracturas	SEH de regulación	972.0	9.5	1:1,000,000	(INEGI, 2002)
Polígono del modelo de infiltración	SEH de provisión y regulación	1015.7	10	1:1,000,000	(Fick y Hijmans, 2017; Trabucco y Zomer, 2010).
Área de mayor vulnerabilidad del <i>karst</i>	SEH de regulación	1491.2	14.6	1:1,000,000	(Morales-López, 2007)
Áreas de demanda SEH	SEH de provisión y regulación	938.0	9.2	Unidades de planeación	(CONAGUA-REPDA, 2018)

(Brooks *et al.*, 2006; Bodtker, 2008), sin embargo, utilizar una gradilla con UP de tamaños asimétricos, genera ventajas desde la implementación en situaciones donde la distribución de los tamaños de UP corresponde a límites ecológicos o administrativos, porque los considera *a priori* en el diseño de las áreas de conservación (Lewis *et al.*, 2003; Ferdana, 2005; Brooks *et al.*, 2006; Klein *et al.*, 2008; Tallis *et al.*, 2008).

Dentro de este estudio se optó por diferentes medidas de UP. La distribución espacial de los diferentes tamaños de las UP considera la heterogeneidad de la región con base en los tipos de cobertura, los poblados, los caminos y la distancia a la costa (similar a como ocurre en Ferdana, (2005) y en Tallis *et al.*, (2008)) (Fig. 4a). Las UP más pequeñas (500 m²), se colocaron en la parte más cercana a la costa. Las UP de tamaños intermedios (1 km²), se colocaron en las áreas tierra adentro que presentaran algún tipo de asentamiento humanos y caminos. Las UP más grandes (5km²), se colocaron en las áreas sin urbes y de mayor homogeneidad en cuanto componentes biofísicos (p. ej. tipos de vegetación, distribuciones potenciales de especies, altitud, geología, precipitación y evapotranspiración).

La mayor parte de las UP presentaron tamaños menores a 2 km² y la mayoría del área de estudio se encuentra contenida en UP de 5 km² (Fig. 4b-c). Como resultado final, el área de estudio se dividió en un total de 6,595 UP hexagonales de tres tamaños diferentes: 0.0005 km², 1 km² y 5 km².

Para entender como esta división afecta la visualización de los patrones de biodiversidad, se utilizó la información de los registros puntuales y los modelos de distribución potencial de todos los grupos biológicos, para evaluar el número de especies presentes en cada UP y calcular diversidad *alfa* y *beta*. La diversidad beta fue estimada a través del índice de similitud de *Jaccard*, el cual evalúa la semejanza de dos sitios (p. ej. sitio A y sitio B), a partir de la siguiente ecuación (Moreno, 2001):

$$I_J = \frac{c}{a + b - c}$$

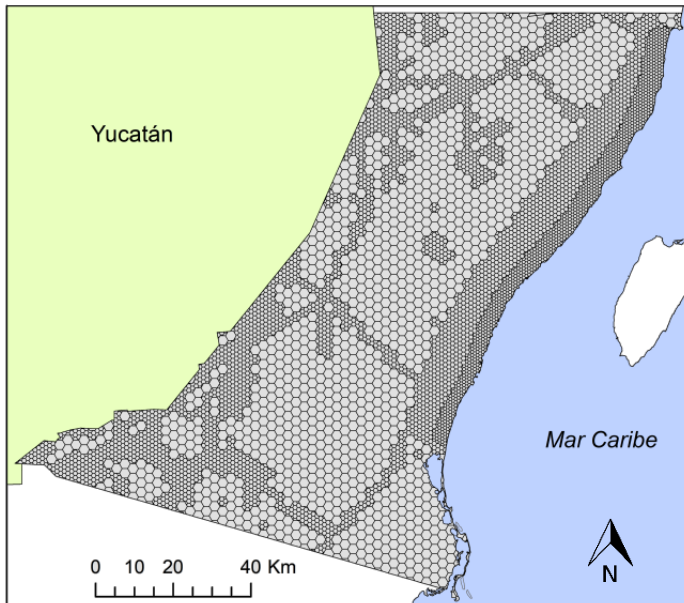
donde

a = número de especies presentes en el sitio A

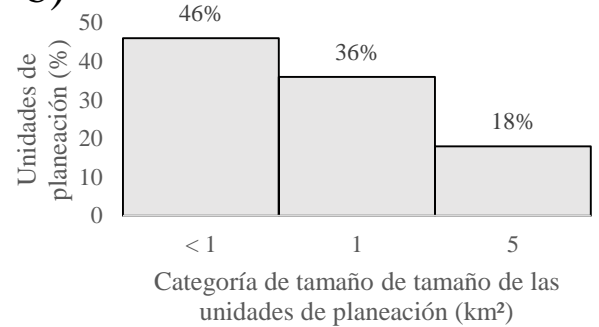
b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

a)



b)



c)

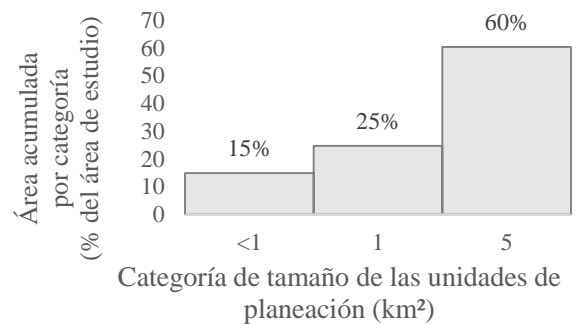


Figura 4. a) Mapa con las unidades de planeación; b) Frecuencia de las unidades planeación por categoría de tamaño; y b) área acumulada por categoría de tamaño.

Se calculó el valor de similitud de cada UP con respecto a las otras 6,595, y posteriormente se evaluó el valor promedio para cada una. El valor que puede tomar cada UP, va de 0 a 1, en donde 1, implica que la composición de especies es completamente igual a las demás, y en donde 0, es completamente diferente.

5.5.2. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo de biodiversidad (a)

Una meta cuantitativa es definida como un porcentaje de la distribución total de un objeto de conservación que se busca representar dentro del sistema de reservas (Carwardine *et al.*, 2009). En el caso de las especies que se representaron a partir de registros puntuales, el área de distribución total se extrapoló con base en el área total que ocupan las UP en la cual se encontraron los registros.

La asignación de metas cuantitativas para los objetos de conservación de biodiversidad se guió por los antecedentes de ejercicios de priorización nacionales, donde se puntuaron diferentes criterios relacionados a las características de distribución, grado de presión

antrópica y amenaza (Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Lira-Noriega *et al.*, 2015). El método de evaluación de metas fue diferente para cada tipo de objeto de conservación (Tablas 3-6). Los diferentes criterios otorgaron un puntaje particular que, al sumarse, permitieron definir metas cuantitativas que fueron expresadas como un porcentaje del área de distribución total del objeto de conservación.

Aquellas especies que no obtuvieron una meta cuantitativa (meta igual a cero), pero contaron con un modelo de distribución potencial, se utilizaron para generar mapas de riqueza de especies, que se incluyeron como subrogados para representar a sus respectivos grupos biológicos (Groves *et al.*, 2002). Se evaluó la intersección del número de especies por UP, y se generaron polígonos con el conjunto de unidades que obtuvieron el valor más alto de riqueza de especies para cada grupo. Los polígonos se ordenaron de mayor a menor según su área y las metas se establecieron según el cuartil en el que se encontraron (Tabla 5).

En el caso de los subrogados asociados a estructuras topográficas (Tabla 6), el método de asignación de metas para los tipos de vegetación fue:

$$meta (\%) = \left(1 - \left(\frac{Superficie\ total\ del\ tipo\ de\ vegetación\ en\ el\ área\ de\ estudio\ (km^2)}{Superficie\ total\ del\ área\ de\ estudio\ (km^2)} \right) \right) * 100$$

Para los cuerpos de agua, debido a que los polígonos presentan tamaños relativamente pequeños no comparables a los otros tipos de cobertura, a que no se conoce el estado ecológico de los mismos, y a que la resolución de los datos no permite apreciar la gran diversidad de formas kársticas de la región, se asignó un valor de meta del 30%, lo cual corresponde a un valor intermedio del valor de meta máximo y mínimo asignado a otros tipos de subrogados. Para el caso del polígono que representa el hábitat crítico para la fauna estigobionte, debido a que la zona costera se encuentra en constante impacto antrópico, se optó por establecer una meta alta, por lo que se fijó un valor del 40% (Rubio *et al.*, 2010).

Tabla 3. Criterios y método de evaluación de metas cuantitativas para las especies obtenidas a partir de los registros puntuales. La sumatoria de los puntajes obtenidos en los diferentes criterios, equivale a una meta cuantitativa específica para cada objeto de conservación. [Las abreviaturas corresponden a: PY= Península de Yucatán; Méx= México; E= extinta; P= en riesgo de extinción; A=amenazada; Pr=protección especial; Cr= en peligro crítico; En= en peligro; Vu= vulnerable; Lc= preocupación menor; Ap= apéndice.]

	Criterios					Meta asignada según el valor obtenido en la sumatoria de los puntajes	
	Endemicidad	NOM-059	Lista roja IUCN	CITES	Prioridad	Sumatoria	Meta
Criterio	PY/Méx/No	E/P/A/Pr	Cr/En/Vu	Ap I/Ap II	Muy Alta/Alta/Media	(1- 18) =	10%
Puntaje asignado a cada criterio	25/12/0	20/20/10/5	10/7/5	10/5	10/10/5	(19- 37) =	20%
						(38 - 56) =	40%
						(56- 75) =	50%

Tabla 4. Criterios y método de evaluación de metas cuantitativas para las especies obtenidas a partir de los modelos de distribución potencial. La sumatoria de los puntajes obtenidos en los diferentes criterios, equivale a una meta cuantitativa específica para cada objeto de conservación. [Las abreviaturas corresponden a: PY= Península de Yucatán; Méx= México; E= extinta; P= en riesgo de extinción; A=amenazada; Pr=protección especial; Cr= en peligro crítico; En= en peligro; Vu= vulnerable; Lc= preocupación menor; Ap= apéndice.]

	Criterios						Meta asignada según el valor obtenido en la sumatoria de los puntajes	
	Endemicidad	NOM-059	Lista roja IUCN	CITES	Prioridad	Rareza*	Sumatoria	Meta
Criterio	PY/Méx/No	E/P/A/Pr	Cr/En/Vu	ApI/ApII	Muy alta/Alta/Media	1er cuartil /otro	(1- 21) =	10%
Puntaje asignado a cada criterio	25/12/0	20/20/10/5	10/7/5	10/5	10/10/5	10/0	(22- 41) =	20%
							(42 - 63) =	40%
							(64- 85) =	50%

*El valor de rareza se evaluó utilizando como umbral el último cuartil del área de distribución nacional, de acuerdo a los modelos de distribución potencial de las especies de cada grupo taxonómico.

Tabla 5. Características de los de los subrogados de especies sin meta cuantitativa.

Grupo	Número de especies representadas	Superficie ocupada por subrogado (km ²)	Porcentaje del área de estudio de cada subrogado (%)	Cuartil*	Valor de meta asignada
Anfibios	8	5681	55.8	4	10%
Aves	103	714	7	1	40%
Plantas	69	256	2.5	1	40%
Mamíferos	96	88	0.9	1	40%
Reptiles	10	41	0.4	1	40%

*Los cuartiles se establecieron con base en el tamaño de los polígonos y de la siguiente forma: 1er cuartil= 41km, 2do cuartil=88km, 3er cuartil=256km, 4to cuartil=715.

Tabla 6. Meta asignada a los subrogados de biodiversidad asociados a características topográficas.

Tipo de Cobertura	Porcentaje relativo del área de estudio (Superficie del área de estudio = 10184.6 km ²)	Meta asignada (% de la distribución total)
1) Selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural	91%	10%
2) Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	0.39%	30%
3) Tular	0.21%	30%
4) Manglar	0.15%	50%
5) Petén	0.09%	50%
6) Cuerpos de agua sin conexión superficial al mar	0.07%	30%
7) Cuerpos de agua con conexión superficial al mar	0.02%	30%
8) Área de desarrollo de cuevas y hábitat epigeo	2.2%	40%

5.5.3. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo de servicios ecosistémicos hidrológicos (b)

Cuando se utiliza un enfoque de priorización para SE, las metas de conservación deben basarse, idealmente, en cálculos de requerimientos de área mínima estimada para asegurar la provisión local de beneficios (Kukkala y Moilanen, 2017). Las metas cuantitativas de los objetos de conservación de SEH relacionados a los tipos de cobertura se evaluaron a partir de la información obtenida del balance hidrológico y de las concesiones de agua (CONAGUA-REPDA, 2019), los cuales se generaron a través de los siguientes criterios: 1) la cantidad de agua total infiltrada por km^2 (litros/ km^2 por tipo de cobertura); 2) la cantidad total de agua concesionada por km^2 (litros/ km^2 por tipo de cobertura); y 3) superficie total de cada tipo de cobertura (km^2) (Tabla 7).

Para asignar las metas a cada elemento, se ordenaron los objetos de conservación de mayor a menor según cada criterio para establecer cuartiles, y de esta manera poder asignar un valor de meta a cada cuartil (Tabla 7). Los valores que se establecieron para la definición de metas, fueron: primer cuartil= 2.5%; segundo cuartil= 5%; tercer cuartil= 7.5%; cuarto cuartil= 10%; en el caso del criterio de superficie total, los valores se ordenaron de menor a mayor. Las metas se calcularon como la suma del aporte porcentual de todos los criterios (Tabla 7).

Para los porcentajes de meta máximo y mínimo, se consideró la intersección espacial que tenía cada objeto de conservación con las áreas de demanda, y de esta forma tener un estimado de cuanto se representa en la selección inicial hecha por el algoritmo de priorización, al fijar ciertas UP *a priori*. Las áreas de demanda de SEH se definieron como aquellas UP de las cuales se concesionara alguna cantidad de agua en el Registro Público de Derechos del Agua (CONAGUA-REPDA).

Las áreas de oferta de SEH se incluyeron como un objeto de conservación para mejorar la conectividad entre los diferentes tipos de vegetación y el sistema hidrológico, por lo que la meta se evaluó con el valor promedio de las metas de los demás tipos de cobertura. En el caso de las áreas de demanda, cuando estas se fijan en la selección inicial, el algoritmo les asigna por defecto una meta del 100%, y utiliza esas áreas como base para diseñar el sistema de conservación.

Tabla 7. Método de ponderación de criterios para la asignación de metas de los objetos de conservación de SEH.

Objeto de conservación	Aporte a la meta según cada criterio (%)			Meta (sumatoria de los %)
	Infiltración	Concesiones	Área	
Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	2.5	2.5	2.5	7.5
Tular	5	2.5	5	12.5
Selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural	7.5	7.5	2.5	17.5
Manglares	7.5	10	5	22.5
Petén	10	10	7.5	27.5
Cuerpos acuáticos epicontinentales sin conexión superficial al mar	10	5	10	25
Cuerpos acuáticos epicontinentales con conexión superficial al mar	2.5	0*	10	12.5
Áreas de oferta de SEH	–	–	–	18
Principales sistemas subterráneos	–	–	–	20
Fracturas	–	–	–	20
Área de mayor vulnerabilidad del <i>karst</i>	–	–	–	20
Polígono del modelo de infiltración	–	–	–	30

*El valor se asignó cero porque no se encontraron concesiones de agua en ese tipo de cobertura.

Para los elementos restantes, los cuales se asociaron más a los SEH de regulación que a los de provisión, la meta solo se evaluó considerando la intersección de dichos elementos con las áreas de demanda. Para los casos de las fracturas, los principales sistemas subterráneos y el área de mayor vulnerabilidad del *karst*, se estableció una meta del 20%, debido a que menos del 5% de la superficie de cada uno de estos elementos interseca con las áreas de demanda. Para el caso del polígono del modelo de infiltración, debido a que solo un 18% de la superficie interseca con las áreas de demanda, se estableció una meta del 30% (Tabla 7).

5.5.4. Evaluación de metas cuantitativas para el modelo combinatorio (*ab*)

Cuando se utilizaron los datos de biodiversidad y SEH de forma conjunta en la evaluación de sitios prioritarios, los objetos de conservación compartidos no se repitieron.

Las metas cuantitativas de los elementos no compartidos, se mantuvieron igual que en los modelos de biodiversidad y SEH. En el caso de los elementos compartidos, se decidió

establecer valores de meta mayores que las obtenidas para SEH, debido a que estaban basadas en criterios relacionados a su importancia para la oferta y demanda de agua de la región. Cuando las metas de biodiversidad fueron más altas que las de SEH, se obtuvo un valor promedio entre ambos valores. En los casos donde las metas de SEH fueron más grandes que las de biodiversidad, se sumó la mitad de la meta de biodiversidad a la de SEH.

5.6. Análisis de priorización

5.6.1. Información general sobre el algoritmo de priorización y sus características

Los sitios prioritarios se evaluaron a través del *software* MARXAN v.2.4.3 (Ball *et al.*, 2009), el cual se basa en el cumplimiento de metas cuantitativas para encontrar sistemas de sitios prioritarios cohesivos espacialmente (Game y Grantham, 2008).

Se optó por utilizar MARXAN, debido a cuatro ventajas en comparación con otros *softwares*: 1) permite considerar costos o factores de presión a la biodiversidad, lo cual da oportunidad al algoritmo de evadir costos por reemplazo (Margules y Pressey. 2000; Ball *et al.*, 2009); 2) permite integrar un modificador de longitud de frontera (BLM por sus siglas en inglés), lo que ayuda a mejorar la conectividad del sistema de áreas de reserva; 3) permite comparar la eficiencia de cada modelo (en cuanto a cumplimiento de metas y área) y 4) evalúa la importancia relativa de todas las UP para encontrar soluciones flexibles ante posibles restricciones para encontrar una solución (Ball *et al.*, 2009).

Las soluciones espaciales se generan a través de un proceso iterativo, donde el *software* evalúa la eficiencia de diferentes combinaciones de UP para representar objetos de conservación. Al inicio de la evaluación, MARXAN selecciona aleatoriamente una muestra inicial (semilla) de UP y posteriormente, evalúa iterativamente, si algún cambio en dicha muestra con las UP restantes, puede mejorar su eficiencia para representar los objetos de conservación. El tamaño de la muestra inicial y el número de iteraciones es definido por el usuario, y la eficiencia de cada solución la evalúa el software con base en la función objetivo (Fig. 5) (Game y Grantham, 2008).

El *software* puede correrse N cantidad de veces para evaluar múltiples muestras aleatorias, con el fin de identificar diferentes soluciones espaciales que, potencialmente, pueden servir

para conformar el sistema de reservas. Al evaluar múltiples muestras aleatorias, los productos finales del análisis son: 1) la mejor solución encontrada en la evaluación de todas las muestras aleatorias; y 2) la frecuencia con la que cada UP estuvo presente todas las soluciones potenciales encontradas (Game y Grantham, 2008).

La frecuencia de selección permite evaluar si un sitio puede ser, o no, reemplazado por otro para cumplir con las metas cuantitativas de conservación de una región (Game y Grantham, 2008). La frecuencia con la que una UP es seleccionada es un valor indicativo de la importancia relativa o irremplazabilidad que tiene ese sitio, por lo que puede utilizarse para delimitar sitios prioritarios (Urquiza *et al.*, 2009; Lira *et al.*, 2015). En el caso de MARXAN, si una UP presenta un número de frecuencia de selección igual o similar al número de corridas, indica que es irremplazable o tiene una mayor importancia que las demás.

$$\sum_{PUs} Cost + BLM \sum_{PUs} Boundary + \sum_{Con\ Value} SPF \times Penalty + CostThresholdPenalty(t)$$

Figura 5. Función objetivo del software MARXAN. 1) El costo total de la red de reservas; 2) La penalidad por no representar adecuadamente los objetos de conservación; 3) La longitud total de frontera de la reserva, multiplicada por un modificador; y 4) La penalidad por exceder un umbral de costo preprogramado. Para más información, consulte Game y Grantham (2008).

5.6.2. Construcción de los modelos y jerarquización de sitios

5.6.2.1. Modelos MARXAN (*a*, *b*, y *ab*)

Se generaron tres modelos de sitios prioritarios: uno de biodiversidad (*a*), uno de SEH (*b*) y su combinatoria (*ab*). Para crear cada modelo se generaron 10,000 corridas con 1,000,000 de iteraciones cada una. Se colocó una proporción de muestreo inicial de 0.4 y un valor BLM igual a 1. Para determinar si las metas cuantitativas de cada objeto de conservación se cumplieron o no, se estableció como umbral mínimo de representación el 90% de cada una.

Para los modelos (*a*) y (*ab*), se integró un mapa de factores de presión a la biodiversidad. Para la conservación de la biodiversidad, la información sobre factores de presión se utiliza para establecer prioridades de conservación con base en un enfoque proactivo, es decir, donde

se priorizan sitios más susceptibles a persistir dado sus características de conservación y con un mayor grado de irremplazabilidad (Brooks, 2010). El mapa de factores de presión, a menudo se denomina como capa de costos, siguiendo la lógica que las áreas que tienen impactos negativos, son más difíciles de proteger, y requieren una mayor inversión económica para su uso (Brooks, 2010).

El mapa de factores de presión se generó con base en los antecedentes de ejercicios de priorización nacionales, donde se evaluaron diferentes datos espaciales asociados a la influencia antrópica (Urquiza *et al.*, 2009; Lira-Noriega *et al.*, 2015). Los criterios que se consideraron fueron: 1) la ubicación de áreas urbanas (Gebhardt, *et al.*, 2014); 2) el inverso de la integridad ecológica (Equihua *et al.*, 2014); 3) densidad poblacional (INEGI, 2010); 4) uso agropecuario (Gebhardt, *et al.*, 2014); y 5) densidad de caminos (IMT, 2010). Cada criterio se ponderó y se sumó para obtener un valor para cada UP con base en la información presente en el Anexo 1. El valor obtenido es cualitativo, por lo que solo sirve como referencia para comparar y escoger sitios, pero no tiene un significado ecológico. En este caso de estudio, la selección de sitios prioritarios se hace a partir de las UP con valor de factores de presión igual a cero o que su defecto, se encuentren fijadas en la selección inicial.

Las UP se ordenaron con base en su valor de factores de presión de mayor a menor, se calcularon los cuartiles, y a cada uno, se le asignó una categoría para visualizarlos en un mapa. Los valores de factores de presión se categorizaron de la siguiente manera: primer cuartil= “Extremo”; segundo cuartil= “Alto”; tercer cuartil= “Medio”; y cuarto cuartil= “Bajo”.

Para los casos específicos de los modelos (*b*) y (*ab*), debido a que la planeación para la conservación de SE, idealmente requiere del acoplamiento espacial de las áreas donde ocurren los procesos ecológicos con las áreas donde se encuentran los usuarios que obtienen beneficio de ellos (Fisher *et al.*, 2009; Verhagen *et al.*, 2017), las áreas de demanda fueron fijadas *a priori* en la muestra inicial. Al fijar las áreas, el algoritmo: 1) añade áreas complementarias a esa semilla inicial en términos de metas cuantitativas para conformar el sistema de reservas; y 2) utiliza estos sitios como áreas núcleo, de donde parte para añadir más UP y, por tanto, genera sitios prioritarios cohesivos con las áreas de demanda.

Para jerarquizar los sitios, se utilizó la mejor solución encontrada por MARXAN para cada modelo (*a*, *b* y *ab*). Se ordenaron las áreas por frecuencia de selección de mayor a menor; posteriormente, se sumó de forma acumulativa el área y las metas cumplidas en cada caso. Cuando se alcanzó el número de metas máximo, ese subconjunto se dividió en terciles. Los sitios del primer tercil, se definieron como sitios de prioridad “Extrema”, los del segundo tercil como de prioridad “Alta” y los del tercero, como sitios de prioridad “Media”. Los sitios sobrantes se clasificaron como de prioridad “Baja”.

Para los casos específicos de (*b*) y (*ab*), debido a que las áreas de demanda siempre obtienen el valor de frecuencia de selección más alto por defecto del algoritmo, se calcularon los terciles con las áreas que presentaron una frecuencia de selección menor a 10,000. Se colocaron las cuatro categorías de prioridad en las áreas de oferta debido a que hay sitios que, permiten la representación de elementos de SEH más rápido que otros, y en las áreas de demanda solo se estableció la categoría de prioridad “Extrema”.

5.6.2.2. Modelo basado en áreas de cobeneficio (*c*)

Con el fin de ejemplificar, como se pueden utilizar los modelos obtenidos para identificar sitios prioritarios que permitan representar biodiversidad y SEH de forma eficiente, se integraron los modelos (*a*) y (*b*) para formar un modelo dirigido a la obtención de cobeneficios.

El modelo de basado en áreas de cobeneficio (modelo *c*), se basó en identificar de forma cualitativa, áreas donde la conservación de la biodiversidad fuera compatible con la conservación de SEH, y que, a su vez, aseguren un cumplimiento de metas cuantitativas alto en un espacio menor. Los criterios que se tomaron en cuenta para generar el modelo (*c*), fueron: 1) mejor solución del modelo de sitios prioritarios de SEH (*b*); 2) Sitios de extrema importancia del modelo de biodiversidad (*a*); 3) sitios con las frecuencias de selección más altas (cuartil más alto), que fueron evaluados por MARXAN para encontrar la mejor solución para SEH (*b*); 4) sitios con las frecuencias de selección más altas (cuartil más alto), que fueron evaluados por MARXAN para encontrar la mejor solución para biodiversidad (*a*); y 5) áreas de demanda de SEH. Se evaluó la coincidencia espacial entre los criterios mencionados previamente, y la importancia de los sitios se estableció a través de la información contenida en la Tabla 8.

5.7. Evaluación de la eficiencia de los modelos

Para el caso de los modelos MARXAN, se ordenaron las UP por frecuencia de selección de mayor a menor, y se graficó el cumplimiento de metas cumplidas, en conjunto con el área acumulada para los modelos (a), (b) y (ab). Se crearon, además, tres modelos nulos diferentes (a' , b' y ab'), para corroborar que los modelos MARXAN cumplen las metas cuantitativas en un menor espacio que el azar. En cada caso, se generaron 10,000 soluciones diferentes que fueron conformadas por el agrupamiento aleatorio de UP, hasta alcanzar la misma área que en los modelos generados por MARXAN. Se evaluó el valor promedio del número de metas cumplidas y factores de presión de las soluciones y posteriormente, se graficaron en conjunto con su respectivo análogo. Para el caso del modelo (c), se evaluó: 1) número de metas cumplidas; 2) área utilizada; y 3) factores de presión a la biodiversidad de cada solución.

Tabla 8. Procedimiento de evaluación de sitios prioritarios del modelo (c).

Las abreviaturas corresponden a: a_e = sitios de prioridad extrema del modelo de biodiversidad (a), a_f = sitios del modelo de biodiversidad (a), que obtuvieron una frecuencia de selección alta, b_e = sitios de prioridad extrema en el modelo de SEH (b), b_a = sitios de prioridad alta en el modelo de SEH, b_m = sitios de prioridad media en el modelo de SEH (b), b_f = sitios del modelo de SEH (b) que obtuvieron una frecuencia de selección alta; d = áreas de demanda; \cup = unión; \setminus = diferencia.

Prioridad de los sitios	Integración de criterios
Extrema	$(a_e \cup a_f \cup b_e) \cap (b_a \cup b_m \cup b_f \cup d)$
Alta	$(b_a \cup b_f) \setminus (b_e \cup b_m \cup a_e \cup a_f \cup d)$
Media	$(b_m \cup d) \setminus (b_e \cup b_a \cup b_f \cup a_e \cup a_f)$

6. RESULTADOS

6.3. Características de la biodiversidad e información sobre los factores de presión

6.3.1. Información sobre las especies

El modelo de sitios prioritarios para la biodiversidad se generó con información espacial de un total de 609 especies (Anexo 2). Se consideraron 204 registros puntuales (6% de las especies) y 572 modelos de distribución potencial (94% de las especies). La mayoría de estos datos corresponde a especies de aves (35% del total), mamíferos (26%) y plantas (25%) (Fig. 6a). El 82% de las especies, son de hábitat terrestre y solo un 18% corresponden al acuático. Las especies acuáticas, están proporcionalmente más representadas que las especies terrestres por registros puntuales, sin embargo, en ambos casos el tipo de información dominante (entre el 70%-98%), corresponde a polígonos de distribución potencial (Fig. 6b). En conjunto, estos resultados implican que la ubicación de los sitios prioritarios presenta una mayor influencia de la información de especies terrestres.

En cuanto a los criterios de evaluación de metas, el 55% de las especies cumple alguno de los criterios mínimos para presentar un valor de meta cuantitativa mayor a 0, lo que implica que la mayoría de ellas se encuentra representadas directamente por los modelos de distribución potencial y los registros puntuales.

El 23% de las especies se clasifica dentro de alguna de las categorías de riesgo nacional o internacional, el 24% son especies raras, el 14% se encuentran en alguno de los apéndices I o II de CITES y el 4% se cataloga de prioridad media o alta según la CONANP (Fig. 7a). Alrededor del 12% del total de especies son endémicas (Fig. 7a); la mayor parte de los endemismos los aportan los crustáceos (29%), las plantas (24%) y los reptiles (23%) (Fig. 7b). La mayoría de las especies en riesgo están en alguna categoría de la NOM-059 y presentan un grado de amenaza bajo o intermedio (Fig 7c-7d). Esta información en conjunto, implica que la mayoría de las especies tienen un puntaje intermedio o bajo en los criterios de asignación de metas cuantitativas.

Las especies acuáticas, presentaron proporcionalmente más especies en riesgo y endemismos que las especies terrestres (Fig. 7e), el cual, es un patrón común en la literatura debido a las características intrínsecas de las especies asociadas a sistemas acuáticos (Strayer y Dudgeon,

2010) y a las características de la fauna acuática de la región (Ilfie, 2002; Mercado-Salas *et al.*, 2013).

Todos los grupos fueron representados a través de 324 objetos de conservación diferentes, de los cuales el 84% corresponde a modelos de distribución potencial, el 11% de registros y el 5% a subrogados, lo que implica que los modelos de sitios prioritarios están más influenciados por modelos de distribución potencial que por los otros tipos de datos.

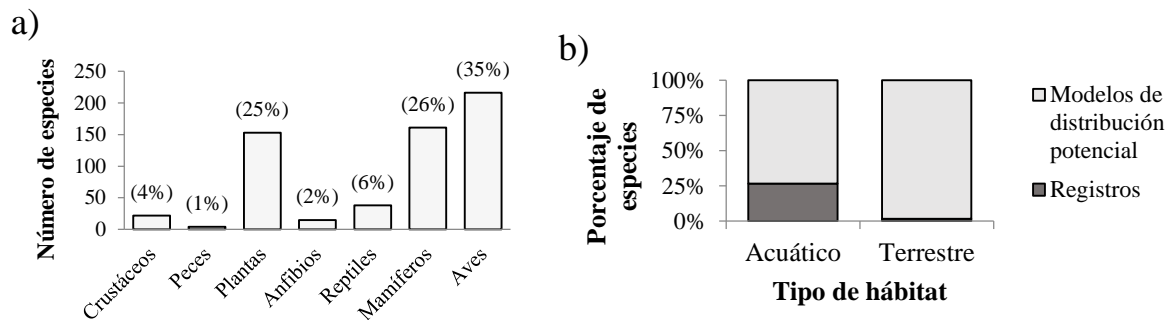


Figura 6. a) Número de especies encontradas por grupo biológico; y b) Porcentaje de especies por tipo de hábitat y tipo de insumo.

6.3.2. Patrón espacial de la diversidad *alfa* y *beta*

Las UP muestran en general un alto grado de homogeneidad en cuanto a riqueza de especies y composición, lo cual es consecuencia de que la mayor parte de especies se caracterizan por tener una distribución amplia que suele abarcar toda el área de estudio (Tabla 9).

La mayoría de las UP presentan un valor de riqueza de especies relativamente alto (el 89% de las UP presentan entre 400 y 490 especies) (Fig. 8a). Las UP con los valores más altos están dispersas en toda el área de estudio mientras que las UP con valores más bajos se encuentra a lo largo de toda la costa en la parte W y en la parte NW (Fig. 8b). Este último patrón, puede estar determinado en cierta medida por el alto grado de influencia antrópica que hay en ciertas áreas (como es el caso del municipio de Benito Juárez), donde no hay hábitat viable y por lo cual, hay una menor cantidad de especies. Otra explicación viable, es que las UP cercanas a la costa y a los asentamientos humanos presentan tamaños más pequeños y esto puede afectar directamente la visualización de los patrones de biodiversidad.

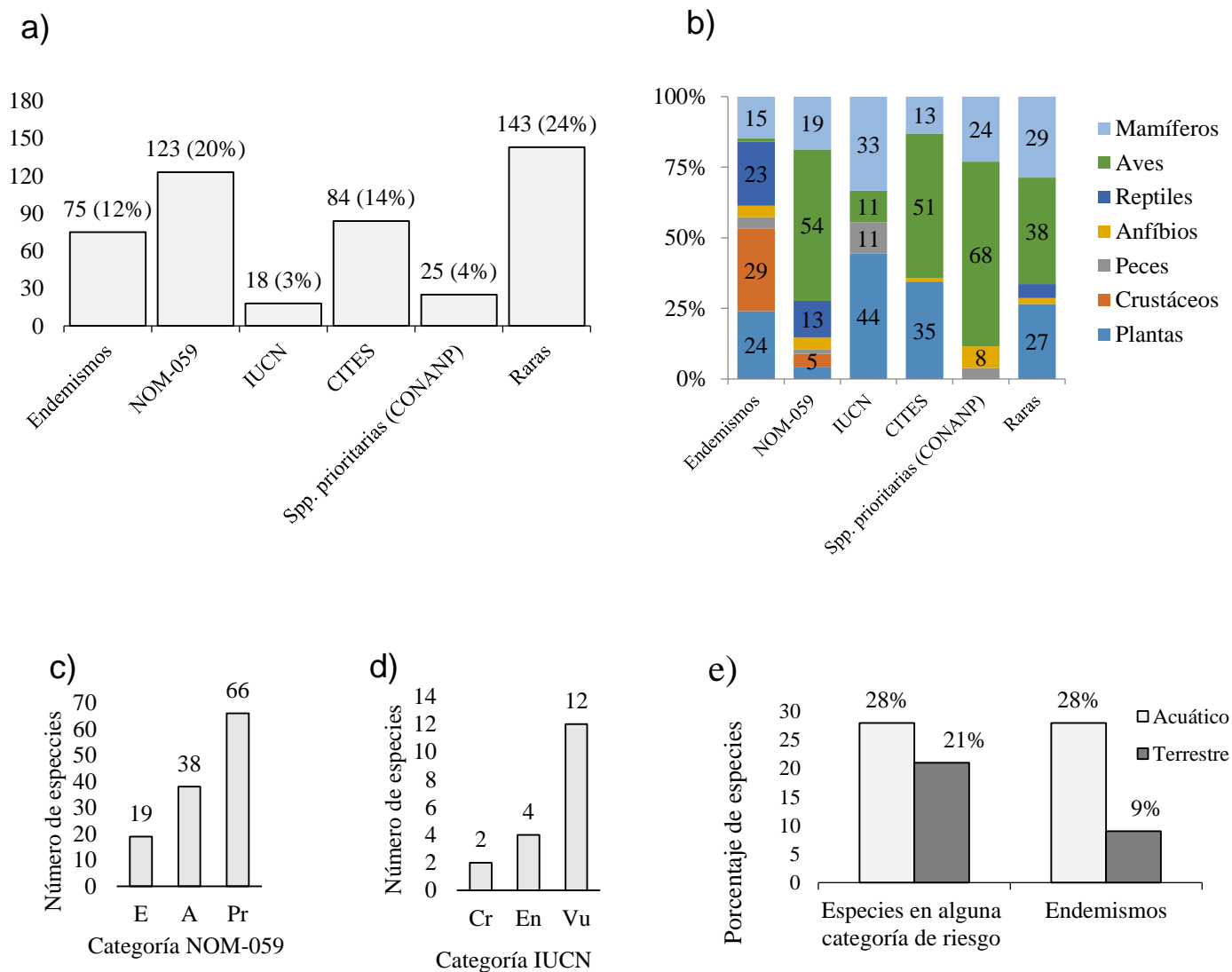


Figura 7. a) Número de especies por criterio de evaluación de metas; b) porcentaje de especies en cada grupo biológico, para cada criterio de evaluación de metas; c) número de especies por categoría de la NOM-059; d) número de especies por categoría IUCN; e) porcentaje de especies endémicas y en riesgo según el tipo de hábitat.

Tabla 9. Valores de estadística descriptiva de la riqueza de especies y similitud encontrado en las unidades de planeación.

	Promedio	Máximo	Mínimo	Desviación estándar
Riqueza de especies	449	490	13	50
Similitud	0.7	0.8	0.00014	0.1

En cuanto a composición, la similitud de especies entre las UP es en general alta (más del 92% de las UP presenta un valor promedio de ≥ 0.6) (Fig. 9a). Las UP con los valores más altos se distribuyen principalmente en la parte central, en los municipios de Solidaridad y Lázaro Cárdenas (Fig. 9b), mientras que las UP con valores más bajos, se distribuyen principalmente a lo largo de la parte costera, NW y SW (Fig. 9b). Esta variabilidad, puede deberse principalmente a que el área cercana a la costa presenta características ambientales distintas al resto del área de estudio, lo que puede verse reflejada en una composición de especies distinta (Back y Hanshaw, 1970; Álvarez e Iliffe, 2008; Gebhardt *et al.*, 2014; Fragoso *et al.*, 2014; Hernández-Arana *et al.*, 2015).

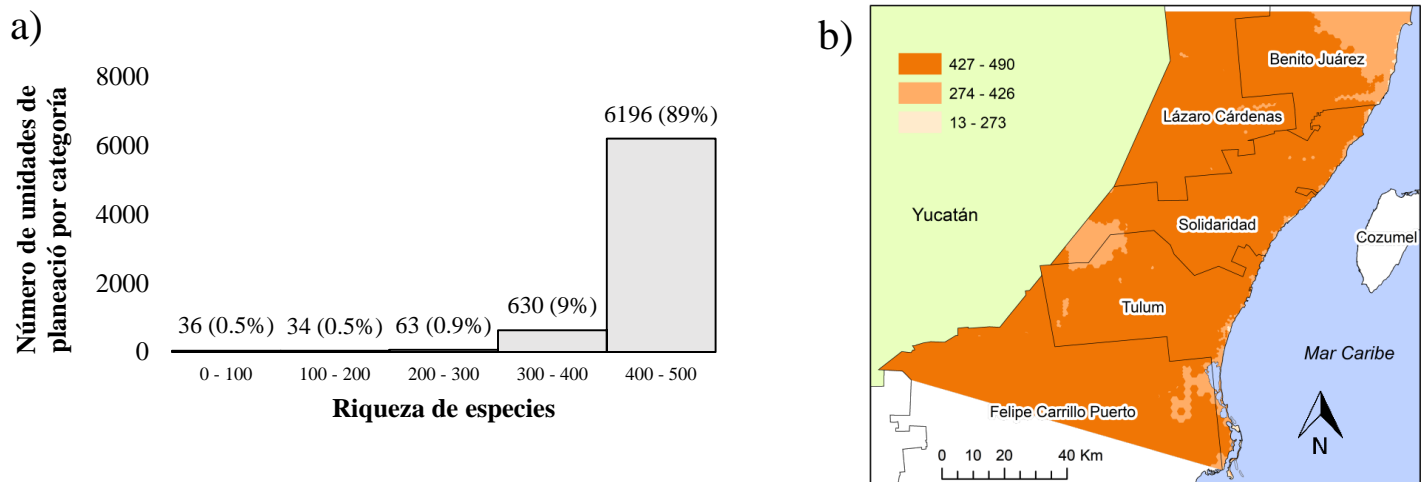


Figura 8. a) Distribución de frecuencias de la riqueza de especies en las unidades de planeación; b) Mapa de riqueza de especies por unidad de planeación.

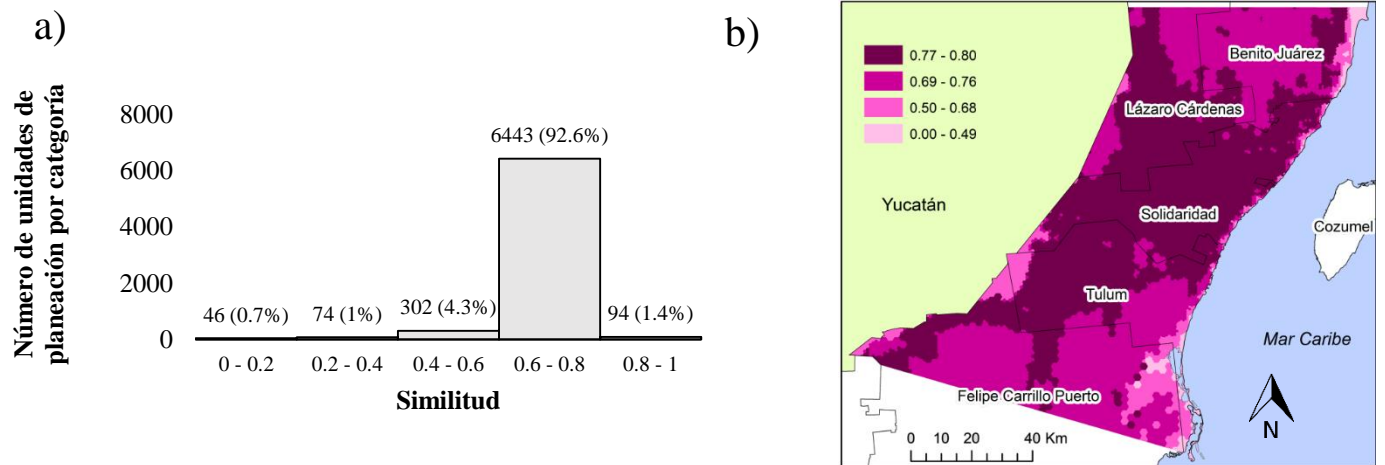


Figura 9. a) Distribución de frecuencias de la similitud en las unidades de planeación; b) Mapa de similitud promedio por unidad de planeación.

6.3.3. Factores de presión

Los insumos que aportaron un mayor peso a la capa de factores de presión fueron las capas de integridad ecológica y áreas urbanas (Tabla 10). El 54% de las UP obtuvieron un valor de cero, lo que sugiere que la mayor parte del área de estudio presenta un impacto antrópico relativo bajo. Los factores de presión se ubican en las partes del área de estudio que colindan con el estado de Yucatán y a lo largo de toda la costa central, donde se concentran la mayoría de los asentamientos humanos. Las UP con un valor de factores de presión alto se concentran a lo largo de la costa, especialmente cerca de las localidades de Cancún, Puerto Morelos, Playa del Carmen, Puerto Aventuras y Tulum (Fig. 10), debido a que son los centros turísticos más densamente poblados.

Tabla 10. Aporte de cada criterio al valor total de factores de presión

Insumo	Aporte al valor total de toda el área de estudio (%)	Aporte máximo al total de una unidad de planeación (%)
Uso agropecuario	8	15
Densidad de caminos	0.9	5
Inverso de la integridad ecológica	50	27
Densidad poblacional	0.1	34
Áreas urbanas	41	38

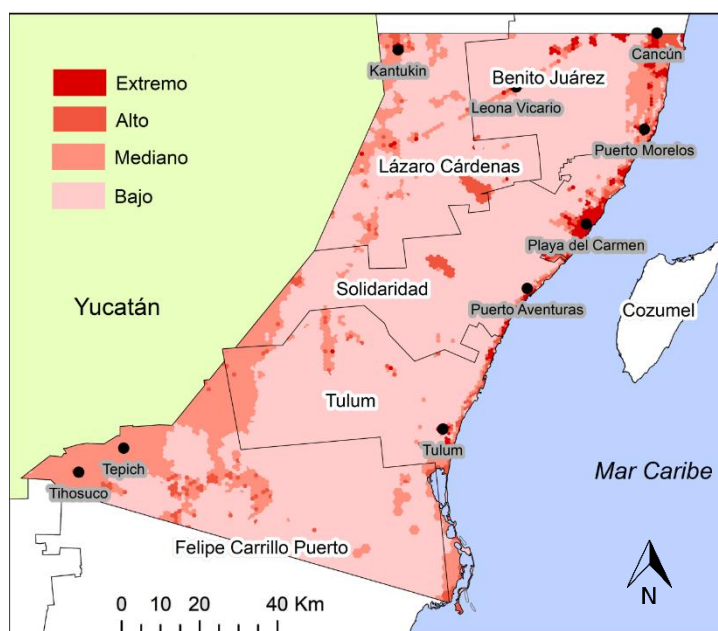


Figura 10. Mapa de la distribución espacial de los valores de los factores de presión a la biodiversidad.

6.4. Características de los elementos relacionados a SEH

6.4.1. Balance hidrológico

La precipitación mensual, se distribuye entre los 41 y 195 mm (Fick y Hijmans; 2017); el valor máximo, se encontró en el mes de septiembre (195 mm), y el mínimo en el mes de marzo (41 mm). El balance hídrico es positivo (Tabla 11), aunque durante la mitad del año, ocurre un déficit hídrico entre los meses de noviembre y abril, que varía entre los -22 hasta los -162 mm debido a la estacionalidad de la precipitación y a la alta infiltración (Fig. 11b).

Las áreas más afectadas durante los meses de déficit hídrico se encuentran en la parte SW y NW del área de estudio, y en la parte central y sur de la línea costera, en los municipios de Felipe Carrillo Puerto y Lázaro Cárdenas (Fig. 11a). Este déficit ocurre a lo largo de toda la costa, desde playa del Carmen hasta Tulum, lo que implica, que en conjunto con las cantidades de agua que se utilizan, los desechos que se vierten al acuífero y las características del *karst* de que dichas localidades son más vulnerables a sufrir desabasto a diferencia de otras localidades de la región (Morales-López, 2007).

Tabla 11. Balance hídrico del área de estudio.

	Precipitación anual (Fick y Hijmans; 2017)	Evapotranspiración anual (Trabucco y Zomer; 2010)	Agua disponible para uso humano (infiltración)	Agua concesionada anualmente (CONAGUA- REPDA, 2019)	Agua disponible para uso ecosistémico
Componente	(<i>P</i>)	(<i>E</i>)	(<i>P-E</i>)	(<i>C</i>)	$A = P - (E+C)$
Litros	1.57267E+13	1.31169E+13	2.61E+12	5.53E+08	2.60917E+12
Porcentual (%)	100%	83.4%	16.6%	0.004%	16.59%

En el área de estudio se concesionan 552,729,178.5 L de agua anualmente. Los usos predominantes son el de servicios (77%) y el público urbano (21%) (Fig. 12a), lo cual corresponde a la importancia turística de la región. El agua concesionada representa el 0.004% del total de la precipitación anual y 0.02% de la disponibilidad de agua (Tabla 11).

Los tipos de cobertura que infiltran una mayor cantidad de agua por km², fueron el petén, los cuerpos acuáticos epicontinentales sin conexión superficial al mar, y el manglar (Fig. 12b). Los tipos de cobertura, en donde se concesionaron una mayor cantidad de litros por km² fueron el petén y manglar (Fig. 12c), lo cual puede asociarse a su cercanía con asentamientos humanos densamente poblados.

6.4.2. Patrón espacial de la infiltración y características de las áreas de demanda

La infiltración anual varía de los 78 a los 367 mm, lo cuales corresponden a valores intermedios y bajos para la PY (Bauer-Gottwein *et al.*, 2010). Las áreas donde ocurre una menor infiltración se encuentran en la parte límite con el estado de Yucatán, específicamente en los municipios de Lázaro Cárdenas y Felipe Carillo Puerto, lo que podría estar relacionado al tipo de cobertura, ya que la selva mediana caducifolia y subcaducifolia presenta un aporte

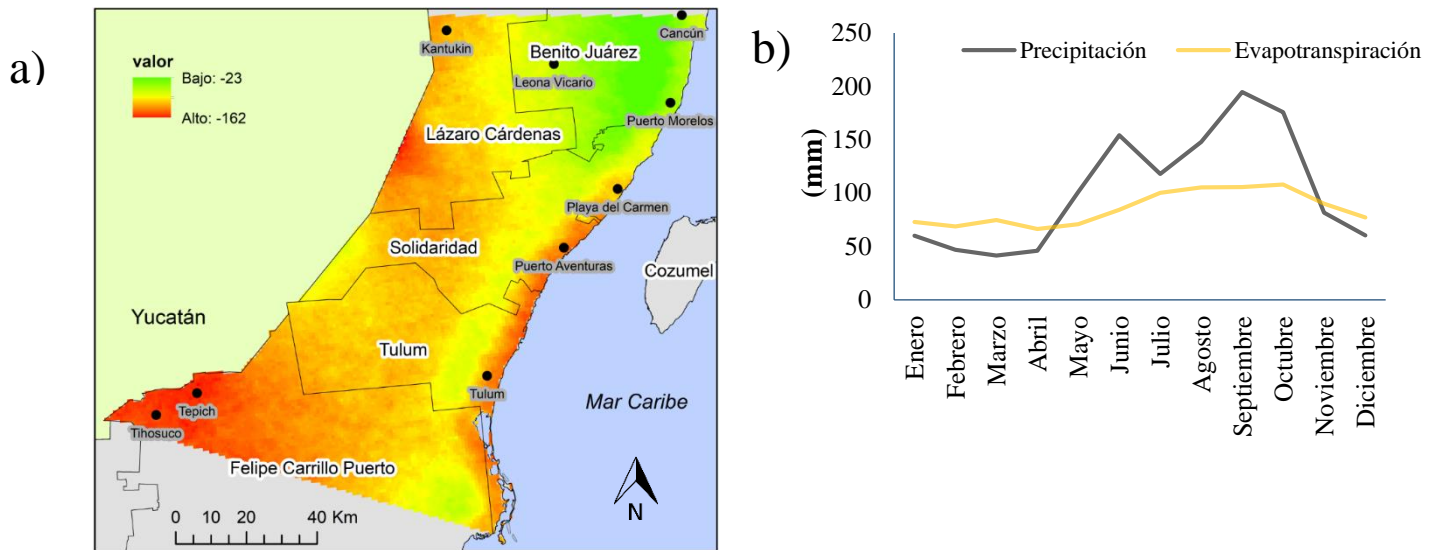


Figura 11. a) Déficit hídrico durante la época seca (Noviembre – Abril); b) Precipitación y evapotranspiración mensual.

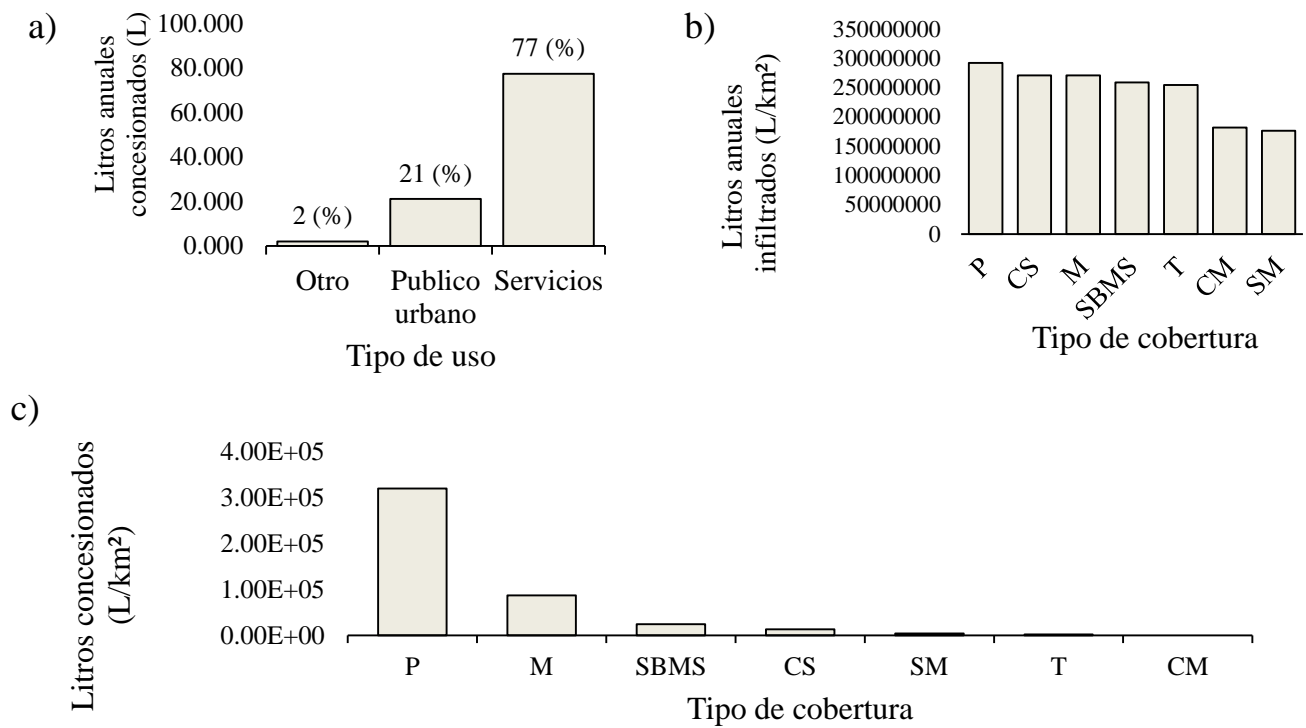


Figura 12. a) Usos del agua concesionada; b) Litros anuales infiltrados por tipo de cobertura; c) Litros concesionados por tipo de cobertura. Las etiquetas corresponden a: P=petén; M=manglar; T=tular; SBMS= selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural; SM= selva mediana caducifolia y subcaducifolia; CS= cuerpos de agua sin conexión superficial al mar; CM= cuerpos de agua con conexión superficial al mar.

de agua menor a los otros tipos (ver tabla 7 en Métodos). Las áreas de mayor infiltración, se concentran en la parte *NW*, en el municipio de Benito Juárez (Fig. 13a).

Las UP que presentan una mayor cantidad de agua concesionada por km^2 se encontraron ubicadas a lo largo de la línea de costa y en la parte *NW* (Fig. 13a), alrededor de las localidades de Leona Vicario, Cancún, Puerto aventuras, Playa del Carmen y Puerto Morelos, debido a que estas corresponden en su mayoría con los centros turísticos más representativos del área.

Las áreas de demanda de SEH ocuparon una superficie de 936.9 km^2 , lo que corresponde al 10% del área de estudio. Las áreas de demanda corresponden al 28% del valor de presión total del área de estudio y se ubican a lo largo de la línea costera y en la parte *NW* y *SE*, donde se encuentra la mayor parte de la actividad económica y asentamientos humanos (Fig. 13b).

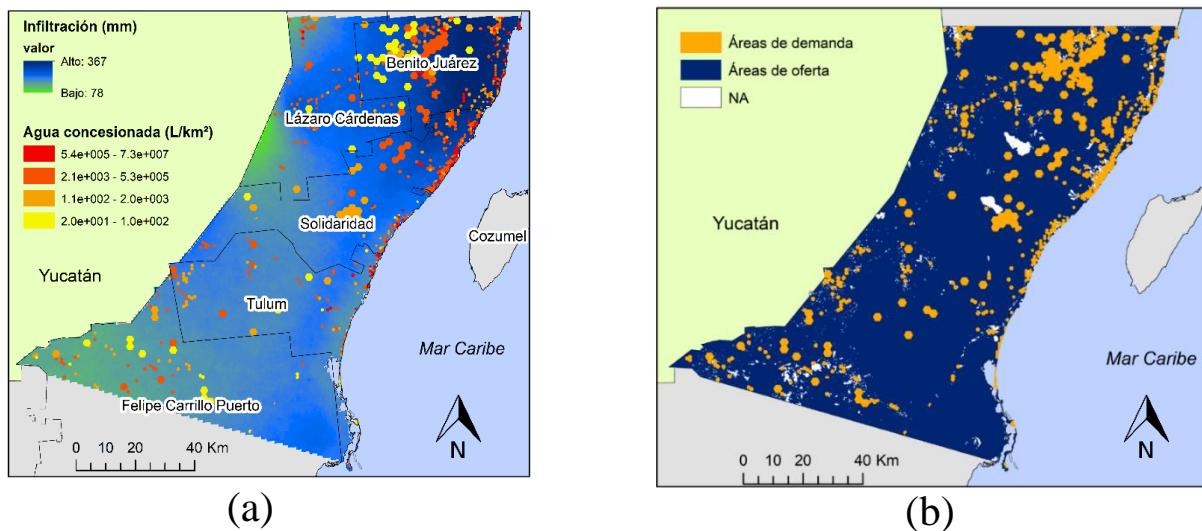


Figura 13. a) Patrón espacial de la infiltración y agua concesionada por unidad de planeación; b) Áreas de oferta y demanda de SEH.

6.5. Patrón espacial de los objetos de conservación

Los objetos de conservación de biodiversidad y SEH presentan un patrón espacial distinto; dichas diferencias, se deben a la diferencia de insumos. Los objetos de conservación de biodiversidad corresponden principalmente a modelos de distribución potencial, que a su vez, se representan en su mayoría por especies terrestres, cuya distribución se asocia más a la parte continental que a la marina. En el caso de los objetos de SEH, la ubicación corresponde

principalmente a elementos asociados a la geología y a los tipos de vegetación característicos de la parte costera.

Las UP con una mayor cantidad de objetos de conservación de biodiversidad se encuentran en la parte central y NE principalmente (Fig. 14a), mientras que las que presentan una mayor cantidad de objetos de conservación de SEH, se encuentran cerca de la parte costera de los municipios de Benito Juárez, Tulum, Lázaro Cárdenas y Felipe Carrillo Puerto (Fig. 14b). En la costa y en el NE, la relación entre el número de objetos de conservación de biodiversidad y SEH tiende a ser inversa, lo que implica que las necesidades de conservación de la región presentan una alta variabilidad a nivel espacial y también, plantea un escenario donde es fácil que ocurran conflictos por el uso del espacio durante la gestión territorial, sí es que no se encuentran soluciones eficientes que logren la representación de ambos componentes.

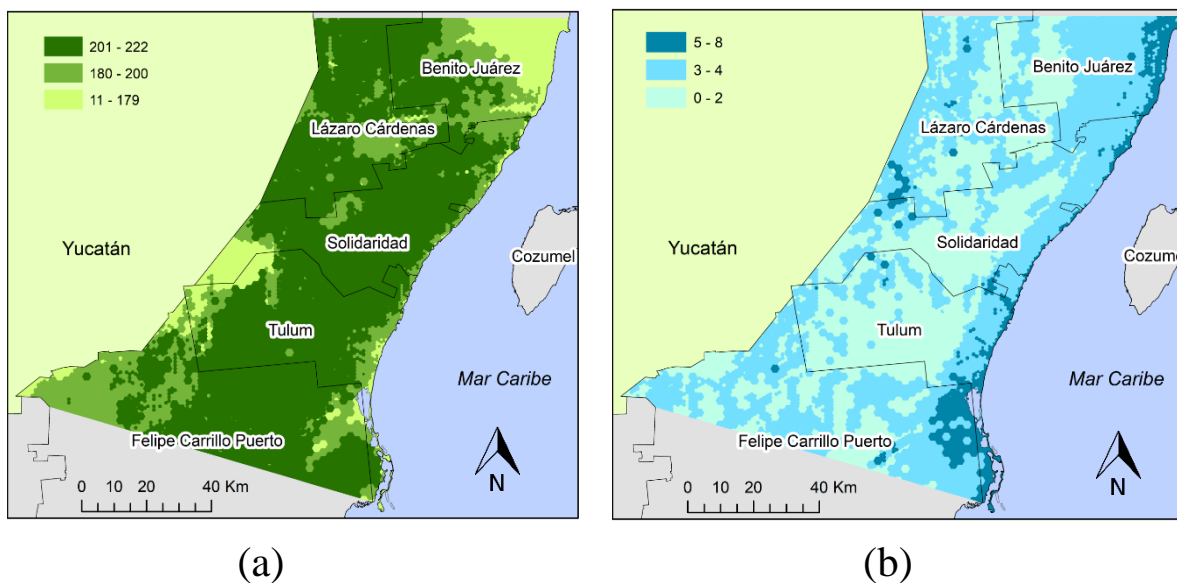


Figura 14. Número de objetos de conservación por unidad de planeación: (a) Biodiversidad; (b) SEH.

6.6. Metas cuantitativas de los objetos de conservación

Los elementos de biodiversidad obtuvieron un valor de meta más alto que los de SEH (Tabla 12), debido principalmente a las diferencias entre los porcentajes que se plantearon inicialmente (ver tablas 3-7 en Métodos). Las metas de biodiversidad obtuvieron en promedio un valor del 30%, mientras que en el caso de SEH del 19%.

El 55% de las especies obtuvieron una meta cuantitativa de conservación (Fig. 15a). La mayoría de las especies tienen meta cuantitativa baja, lo cual se debe a sus características de distribución, grado de presión antrópica y amenaza de cada una (Tabla 12); el valor de meta promedio es del 13%, y solo un 1% de las especies presentó una meta mayor al 20% (Fig. 15b).

Las especies acuáticas tienen un valor de meta cuantitativa promedio más alto, y tienen proporcionalmente, más especies con meta que las especies terrestres (Fig. 15a). La mayoría de los grupos biológicos presentan proporcionalmente más especies con meta ($\geq 50\%$), solo en los casos de plantas, anfibios y mamíferos este patrón no se cumple. En el caso de las plantas y anfibios, estos resultados pueden deberse a falta de información, en el caso de las plantas al desconocimiento del estado de conservación de muchos grupos y en anfibios a la falta de los modelos de distribución potencial de especies (Ver Urquiza *et al.*, 2010).

Los subrogados para las especies sin meta cuantitativa, lograron representar el 96% de las especies. En la mayoría de los subrogados representaron el 100% de las especies de cada grupo; solo en los casos de la riqueza de plantas y mamíferos, se representa el 90% y 96% de las especies, respectivamente.

Los objetos de conservación de SEH obtuvieron una meta cuantitativa promedio del 19%; los valores obtenidos oscilaron entre el 7.5% y el 27.5. Los tipos de cobertura que obtuvieron un valor de meta más alto fueron el petén, los cuerpos de agua epicontinentales sin conexión superficial al mar y el manglar (Tabla 12).

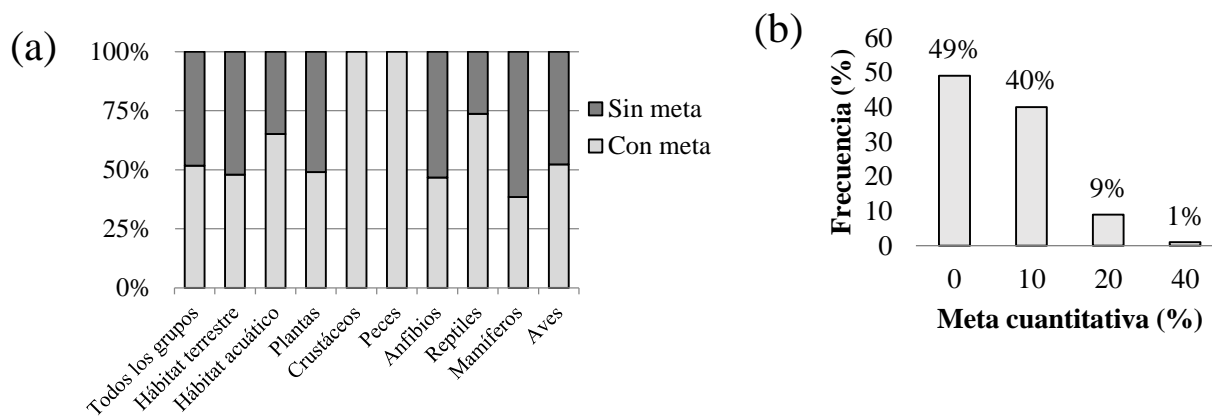


Figura 15. a) Porcentaje de especies con o sin meta cuantitativa; b) frecuencia de los valores de meta cuantitativa.

Tabla 12. Metas de los tipos de cobertura para los modelos de SEH, biodiversidad y combinatoria.

Tipo de cobertura	Meta cuantitativa (%)		
	SEH (<i>b</i>)	Biodiversidad (<i>a</i>)	Combinatoria (<i>ab</i>)
Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	7.5	30	18.75
Tular	12.5	30	21.25
Selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural	17.5	10	22.5
Manglares	22.5	50	36.25
Petén	27.5	50	38.75
Cuerpos acuáticos epicontinentales sin conexión superficial al mar	25	30	27.5
Cuerpos acuáticos epicontinentales con conexión superficial al mar	12.5	30	21.25

Se compartieron en total, siete objetos de conservación en los modelos de biodiversidad (*a*) y SEH (*b*) (2% del total), los cuales corresponden a tipos de cobertura (Tabla 12). Al integrar los objetos de conservación de biodiversidad y SEH en un mismo modelo, las metas de conservación de los objetos compartidos obtuvieron un valor mínimo de 19%, un máximo de 36.2% y un promedio de 26.6, lo cual implica que el modelo combinatorio (*ab*), presenta metas de conservación más bajas que el modelo de biodiversidad (*a*), pero más altas que las de SEH (*b*).

6.7. Características de los modelos de sitios prioritarios

6.7.1. Frecuencias de selección

El modelo (*b*) presenta una distribución de frecuencias de selección distinta a los demás (Fig. 16), mientras que los modelos (*a*) y (*ab*) presentan distribuciones más parecidas entre sí. Las diferencias y similitudes entre los modelos se deben principalmente, a la influencia de la capa de factores de presión y a las UP fijadas en la selección inicial.

La mayoría de las UP presentan valores intermedios y bajos en todos los modelos (< 5,000), lo que implica que existen diversas posibilidades para cumplir eficientemente con las metas cuantitativas de conservación. El modelo (*b*), en general, obtuvo valores de frecuencia de selección más pequeños que los demás modelos, la mayoría de los valores oscilaron entre 3837 y 4160, mientras que en los otros casos oscilaron entre 4865 y 5196 (Fig. 16).

Los modelos (b) y (ab), presentaron sitios irremplazables debido a que se fijaron sitios *a priori* en la selección inicial. En el caso del modelo (a), el valor de frecuencia de selección máximo alcanzado fue de 5196, lo cual implica que, aun considerando la capa de factores de presión, hay mucha flexibilidad en las soluciones para cumplir con las metas. Los resultados obtenidos para el modelo (a), son concordantes con lo encontrado por Lira-Noriega *et al.*, 2015 para la PY, donde se demostró que los objetivos cuantitativos de conservación de biodiversidad, se pueden cumplir de manera eficiente en un espacio relativamente más bajo

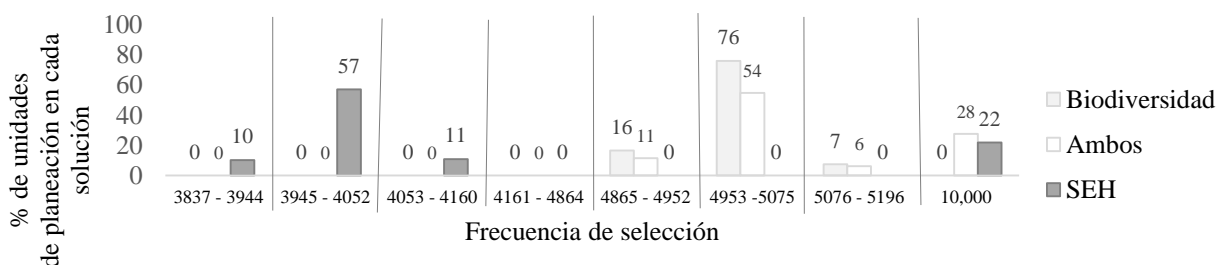


Figura 16. Distribución de la frecuencia de selección de los sitios en los modelos (a), (b) y (ab)

6.7.2. Cumplimiento de metas cuantitativas de los modelos

El modelo de biodiversidad (a), logra representar adecuadamente el 88.8% de los objetos de conservación, mientras que el modelo de SEH logra representar el 100% (b). Al integrarse ambos componentes en un mismo modelo (ab) representan adecuadamente el 93% de los elementos de biodiversidad y el 91.6% de los elementos de SEH (Tabla 13).

En el modelo (a), los objetos de conservación que no cumplieron con las metas corresponden principalmente a registros de especies (62%) y a modelos de distribución potencial (24%). El número de registros no representados corresponde al 60% del total, el de los modelos de distribución potencial al 0.3% y el de subrogados al 33%. No se cumplió la meta del 40% de los subrogados de las especies sin meta; para los subrogados de reptiles y mamíferos se logró un máximo de representación del 40% y el 50%, respectivamente. Los demás subrogados que no cumplieron la meta de conservación fueron los cuerpos acuáticos epicontinentales con conexión superficial al mar y la selva mediana caducifolia y subcaducifolia; el valor de representación máximo alcanzado por estos objetos fue del 20% y el 26% de la meta, respectivamente. Las especies que no están representadas en el modelo (a) (Fig. 17),

corresponden al 3% de las plantas, al 50% de los crustáceos, al 100% de los peces, al 36% de los reptiles, al 3% de los mamíferos y al 2% de las aves.

Para el caso del modelo (ab), el único objeto de conservación de SEH que no cumplió con la meta cuantitativa fue el de los cuerpos acuáticos epicontinentales con conexión superficial al mar, el cual logró una representación del 8%. En el caso de los objetos de conservación de biodiversidad, el número de registros no representado corresponde al 29% del total, y el de subrogados al 20%. Las especies que no cumplieron la meta cuantitativa (Fig. 17), en el modelo (ab), corresponden al 2.7% de las plantas, al 54.4% de los crustáceos, al 25%, de los peces, 14.3% de los anfibios, 10.7% de los reptiles y al 1.6% de los mamíferos.

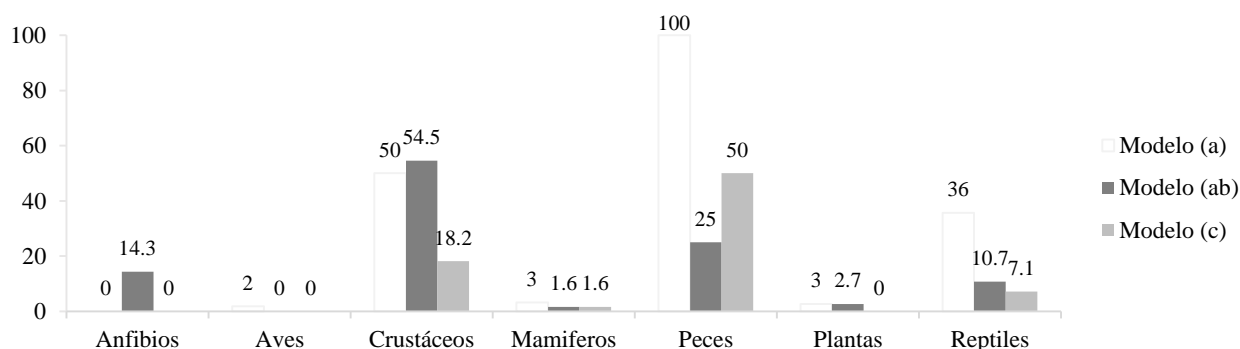


Figura 17. Porcentaje de especies con meta cuantitativa no representadas por grupo, en los modelos de biodiversidad (a), de servicios ecosistémicos hídricos (b) y, de áreas de cobeneficio (c).

Tabla 13. Características de los modelos.

Modelo	Porcentaje del área de estudio (%)*	Factores de presión		Metas cumplidas (%)		
		Valor	Porcentaje del área de estudio (%)	Bio	SEH	Total
Biodiversidad (a)	36	0	0	88	-	-
SEH (b)	30	44,709,760	45	-	100	-
Combinatoria (ab)	36	28,342,115	28	93	91.6	93
Sumatoria (a ∪ b)	55	44,709,760	45	97	100	97.2
Cobeneficios (c)	43	44,709,760	45	97	100	97.2

El modelo de biodiversidad (*a*) cumplió con mayor rapidez un número mayor de metas de conservación que los modelos de SEH (*b*), y el modelo combinatorio (*ab*) (Fig. 18). El modelo de SEH (*b*) requiere de una menor área de sitios prioritarios en comparación con los modelos de biodiversidad (*a*) y el modelo (*ab*) (30% con respecto al 36%) (Tabla 13). La intersección entre la mejor solución de biodiversidad (*a*) y la mejor solución del modelo de SEH (*b*) es del 10%, y la unión de ambos modelos ($a \cup b$), es el 55% del área de estudio.

El modelo (*c*), representó adecuadamente el 97% de los elementos de biodiversidad y el 100% de los elementos de SEH. Los elementos de biodiversidad que no se representaron, corresponden a registros (89%) y modelos de distribución potencial (11%). Las especies que no cumplieron la meta de conservación (Fig. 17), corresponden al 18.2% de los crustáceos, al 50% de los peces, al 7.1% de los reptiles y al 1.6% de los mamíferos. El 91% de los elementos de conservación de SEH solo cumplen con la meta cuantitativa de conservación hasta acumular los sitios de prioridad extrema y alta (Tabla 14). Los objetos de conservación que se representaron en los sitios de extrema importancia son el tular y la selva baja y mediana subperenifolia, galería y palma natural. El último elemento en representarse es el petén, y solo cumple con la meta cuantitativa al añadir los sitios de prioridad media.

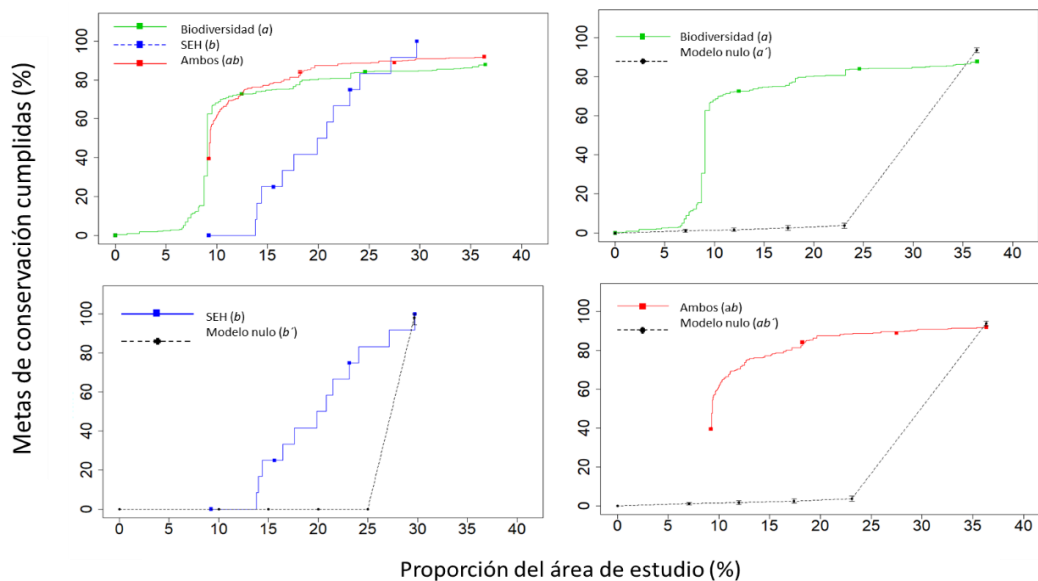


Figura 18. Curvas de acumulación de metas de conservación cumplidas. Al empezar a añadir áreas, algunos elementos de interés se representarán más rápido que otros. Los sitios prioritarios, son sitios que teóricamente representan elementos espaciales de interés más rápido que otros; en este caso, los puntos en las curvas de los Modelos MARXAN, corresponden a la adición acumulativa de los sitios de prioridad de extrema, alta, y media.

6.7.3. Patrón espacial de los sitios prioritarios y su valor de factores de presión

La configuración espacial del modelo de sitios prioritarios de biodiversidad (*a*) es diferente al de SEH (*b*), el mayor contraste entre ambos se encuentra presente en la zona costera y en las partes *NW* y *NE* del área de estudio. Los sitios prioritarios de SEH (*b*) presentan una distribución más uniforme a lo largo de toda el área de estudio que los de biodiversidad (*a*), y tienden a conglomerarse cerca de las áreas de demanda (Fig. 19a-19b). Los sitios prioritarios de biodiversidad tienden a conglomerarse cerca de la parte central, *N* y *S* del área de estudio, y se sitúan lejos de la zona costera (Fig. 19a).

Las áreas de demanda de SEH solo cubren el 3% del modelo de sitios prioritarios de biodiversidad (*a*) y un 13% de los sitios de extrema importancia. Los sitios prioritarios (*a*) y (*b*) presentan una baja coincidencia espacial con las ANP estatales, los sitios de extrema importancia para biodiversidad solo se representan en un 11%, mientras que en el caso de SEH (*b*) solo un 7% de la mejor solución se encuentra representada en las ANP. Los sitios prioritarios del modelo (*ab*) se encuentran distribuidos uniformemente a lo largo de toda el área de estudio, aunque son menos frecuentes en la parte *SW*, similar a como ocurre en el modelo de biodiversidad (Fig. 19c). Aunque los sitios prioritarios del modelo (*ab*) presentan cierto grado de conectividad con las áreas de demanda, como en el caso del modelo (*b*), esta no es representativa; especialmente en las partes cercanas a la costa y en la parte *SE* del área de estudio, se pierde esta conexión.

Tabla 14. Características del modelo basado en áreas de cobeneficio (*c*).

Prioridad	Área acumulada (km ²)	Porcentaje del área de estudio (%)	Porcentaje de área cubierta en las ANP (%)	Porcentaje de metas cumplidas de biodiversidad (%)	Porcentaje de metas cumplidas de SEH (%)	Porcentaje total de metas cumplidas (%)
Extrema	1280.9	12.5	2	76	16.6	74.7
Alta	3034.2	29.7	4.5	88.2	91.6	88.4
Media	4438.7	43.6	6.2	97.2	100	97.2

El modelo (*ab*), coincide espacialmente en un 31% con el modelo (*a*) y en un 30% con el modelo (*b*). El modelo (*b*), implica lidiar con un valor de factores de presión más alto que en los modelos (*a*) y (*ab*), y contiene un 45% del valor de presión total de toda el área de estudio (Tabla 13). Las áreas de demanda corresponden a un 63% del valor de factores de presión del modelo (*b*) y al 100% del (*ab*). Los sitios prioritarios de biodiversidad requieren de un área mayor, debido a que presentan un número mayor de objetos de conservación mayor y metas cuantitativas más altas.

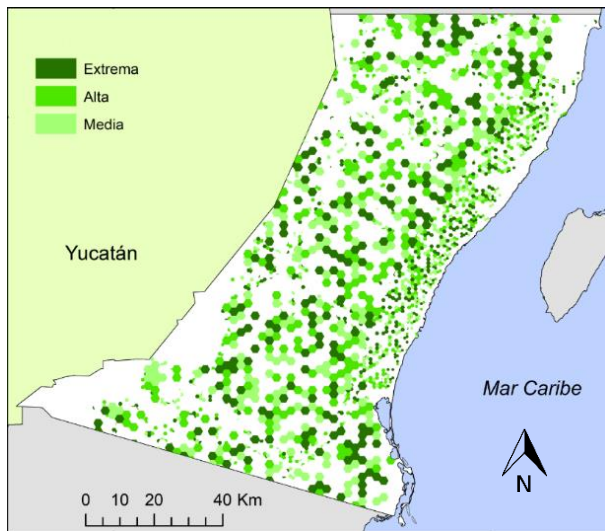
La configuración espacial del modelo (*c*) es similar al modelo (*b*) (Fig. 19d); solo el 32% del área total del modelo (*c*) se encuentra fuera de la mejor solución del modelo (*b*). El 91% de los sitios de extrema importancia se encuentran en las áreas de oferta de SEH y el 9% en las áreas de demanda. El 12% de las áreas de demanda se consideran de prioridad extrema, mientras que el 88% de prioridad media.

Solo un 6% de los sitios de este modelo se encuentra cubierto por alguna ANP. El modelo que se generó a partir de las áreas de cobeneficios (*c*), presenta un área mayor que los modelos de biodiversidad (*a*), SEH (*b*) y su combinatoria (*ab*), e implica un valor de factores de presión igual al de SEH (*b*) (Tabla 14).

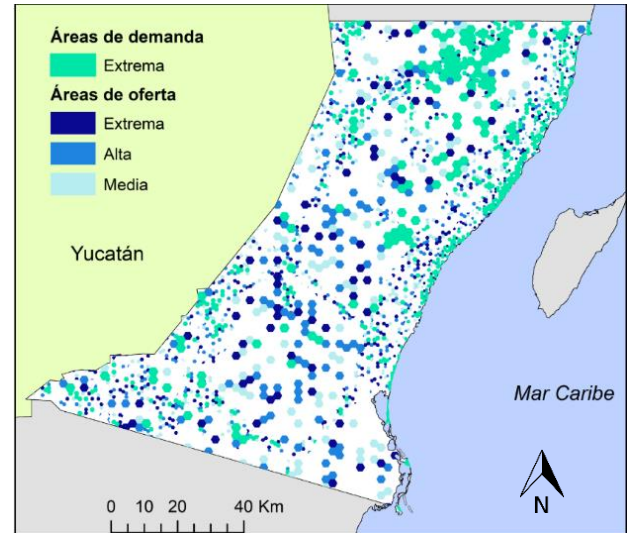
7. DISCUSIÓN

7.1. Diferencias en la ubicación de los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH

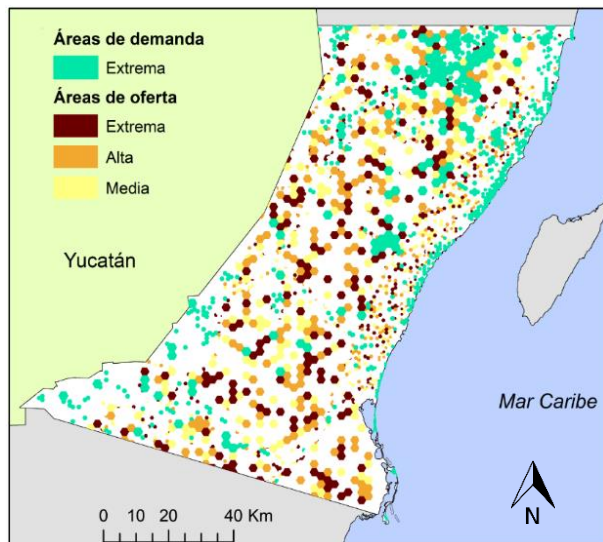
Los resultados obtenidos confirman que existe poca coincidencia espacial entre sitios prioritarios de biodiversidad y SEH, lo que demuestra que la evaluación de prioridades a través de un solo enfoque, puede no ser suficiente para representar ambos componentes de forma simultánea. Estas diferencias, marcan la necesidad de combinar diversos enfoques para cumplir con objetivos de conservación múltiples durante el diseño de áreas de conservación en la Riviera Maya. Dentro de este estudio de caso, las diferencias entre modelos y sus particularidades son producto de: 1) los objetos de conservación que se utilizaron; 2) del uso del mapa de factores de presión a la biodiversidad; y 3) del uso de las áreas de demanda en la selección de sitios prioritarios.



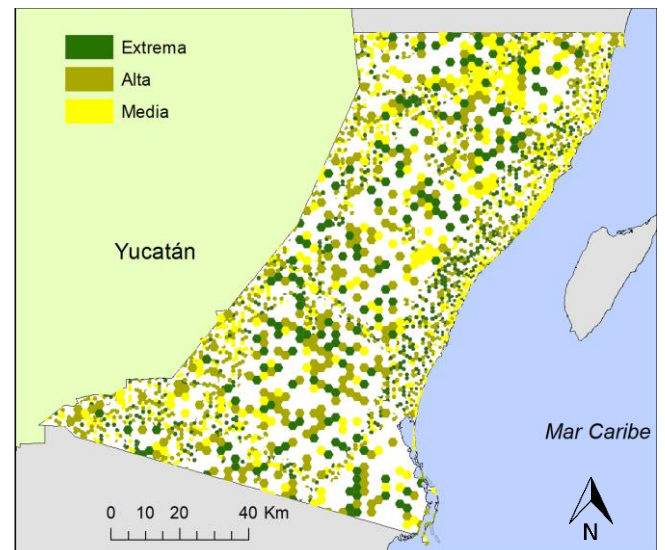
a)



b)



c)



d)

Figura 19. Modelos de sitios prioritarios para la conservación: (a) Biodiversidad; (b) SEH; (c) combinatoria; (d) modelo de áreas de cobeneficio.

Aunque existe una relación funcional entre la biodiversidad y los SE, los objetos de conservación que se utilizaron en cada modelo presentan poca relación entre sí (comparten tan solo el 2% de los elementos), por tanto, es coherente que produzcan sitios prioritarios diferentes. Los sitios de mayor importancia para biodiversidad (a), se determinaron a partir de atributos espaciales, asociados principalmente a modelos de distribución potencial, los cuales se utilizaron para representar patrones de riqueza, endemismos y especies en riesgo, mientras que en el caso del modelo de SEH (b), se incluyeron elementos asociados a la

infiltración, los cuales presentan importancia para el abasto continuo de agua y para el mantenimiento de la calidad a nivel regional.

El uso del mapa de factores de presión a la biodiversidad y de las áreas de demanda dentro de la selección de sitios inicial, también implica diferencias importantes en la modelación que determinan sitios prioritarios distintos. En el modelo (b), al no agregar la capa de factores de presión y al fijar sitios *a priori*, se simula un escenario de conservación reactivo, donde se antepone la representación de objetos de conservación y la conectividad con las áreas de demanda, sin importar el estado ecológico en el que se encuentren, y se asume que esas áreas deberían rehabilitarse o mantener cierto tipo de manejo para asegurar el buen funcionamiento de los procesos ecohidrológicos, por lo tanto, los sitios de mayor prioridad se encuentran cerca de los asentamientos humanos.

El enfoque clásico de planeación para la conservación de biodiversidad, por el contrario, suele basarse en la premisa de que la conservación, competirá con el desarrollo y con otras necesidades humanas, por lo que, en la práctica, el éxito y la eficiencia de los planes, depende de la capacidad de las propuestas de conservación para evadir dichas restricciones y cumplir con las metas de conservación en un menor espacio (Margules y Pressey, 2000). En el modelo de biodiversidad (a), la capa de factores de presión representa restricciones de conservación que pueden ocurrir en la realidad, por lo que permite generar soluciones que, de forma proactiva, maximicen el cumplimiento de metas cuantitativas y anticipen la posible inviabilidad de las áreas (Margules y Pressey, 2000; Urquiza *et al.*, 2009; Lira *et al.*, 2011). Los factores de presión tienden a ubicarse en las partes del área de estudio que colindan con el estado de Yucatán y a lo largo de toda la costa central, donde se concentran la mayoría de los asentamientos humanos, es por esta razón que los sitios prioritarios evitan estas áreas.

Los valores de frecuencia de selección encontrados muestran cierto grado de versatilidad en el uso de sitios para cumplir con metas cuantitativas de la región. El modelo de biodiversidad (a) presenta los valores de frecuencia de selección más altos, por lo cual es el que presenta menos flexibilidad, debido principalmente, a que la capa de factores de presión restringe la selección de sitios prioritarios a un 54% de las UP del área de estudio. Es interesante resaltar que el modelo de SEH (b), presenta en general, valores de frecuencia de selección más bajos, lo cual quiere decir que independientemente de que se fijen sitios *a priori*, las áreas de

demanda pueden complementarse fácilmente con una gran cantidad de sitios. Fijar UP en la selección inicial debería limitar el número de opciones que el algoritmo puede seleccionar para conformar el sistema de reservas, debido a que: 1) las áreas de demanda no necesariamente aportan un cumplimiento de metas de conservación alto; y 2) la selección de sitios subsecuentes se restringe a las áreas presentes en las áreas de oferta de SEH, que complementan mejor a las áreas de demanda. Los valores de frecuencia de selección encontrados en el modelo (b), son un producto de que los objetos de conservación para SEH son pocos, lo cual facilita la evaluación de sitios prioritarios.

7.2. Representación de biodiversidad en los modelos y vacíos de información identificados

La principal ventaja del modelo de sitios prioritarios de biodiversidad (a), es que cumple las metas de conservación con una mayor rapidez que los otros modelos; es por esta razón, que se utilizan los sitios de frecuencia de selección alta encontrados en este modelo para conformar el modelo (c). La eficiencia del modelo (a) se debe principalmente a que, 1) las UP muestran un alto grado de homogeneidad en cuanto a composición de especies, 2) a que la mayor parte del área de estudio presenta un impacto antrópico relativo bajo, por la cual el algoritmo tiene más opciones para seleccionar áreas; y 3) que las metas cuantitativas de biodiversidad presentan en su mayoría, valores relativos intermedios y bajos (meta $\leq 20\%$).

La principal limitante de los modelos fue la falta de información para la mayoría de grupos biológicos; estos vacíos están presentes en todos los grupos, pero es más notorio en grupos como invertebrados acuáticos, peces y anfibios, los cuales, prácticamente no tienen representación (debido a la falta de información espacial y al bajo cumplimiento de metas de estos grupos). Los modelos (a), (ab) y (c) representan biodiversidad eficientemente, sin embargo, es necesario reconocer que la mayoría de las metas que se cumplen son solo de especies terrestres y en consecuencia, los modelos no satisfacen las necesidades de conservación de las especies acuáticas de forma adecuada. Los crustáceos, los peces y los anfibios son grupos de gran relevancia en la región ya que aportan el mayor grado de variabilidad en las UP al presentar una distribución restringida y su omisión en el sistema de áreas de conservación, es un hecho reconocido en la región (Schmitter- Soto, 1998; Pozo *et al.*, 2011; Mercado-Salas *et al.*, 2013), por lo cual, estudios futuros para la planeación de la

conservación en la PY, deben enfocarse en tratar de considerar la biodiversidad acuática para integrarla mejor con las prioridades de biodiversidad terrestre.

Otro aspecto importante que no se evaluó, fue el efecto que tiene utilizar una gradilla de tamaños asimétricos sobre los resultados. En principio, la gradilla de hexágonos utilizada debe tener un efecto sobre la visualización de la riqueza y la similitud, sin embargo, en los mapas no se observa una relación clara entre los patrones de biodiversidad y el tamaño de las UP. Se observa que las UP de la costa, con tamaños más pequeños, coinciden con valores bajos de similitud, sin embargo, esto hecho no aplica con las UP asociadas con carreteras o los poblados, por lo cual, no es posible vislumbrar un patrón claro y también puede atribuirse a las características ambientales del área cercana a la costa.

La gradilla de tamaños irregulares de UP, también pudo haber influenciado directamente la selección de sitios prioritarios. Debido a la relación especies- área, las unidades más grandes pueden presentar un número de especies más grande, por lo cual, presentan una mayor probabilidad de complementar otras UP y de ser seleccionadas para conformar las soluciones finales (Brooks *et al.*, 2006), sin embargo, este patrón no es evidente en los mapas. Para mejorar futuros estudios de planeación es necesario evaluar el efecto que tiene el tamaño de las UP sobre la selección de sitios prioritarios y a su vez, las implicaciones que tiene para la integración de prioridades de conservación de biodiversidad y SE. Aunque el efecto del tamaño de las UP no fue propiamente explorado, los modelos que se presentan en los resultados tienen un cumplimiento de metas alto y una mayor eficiencia en el uso del espacio en comparación con los modelos nulos, por lo cual, son útiles para la gestión de áreas naturales y para evaluar la coincidencia espacial entre sitios prioritarios de biodiversidad y SEH.

7.3. Planeación de la conservación de servicios ecosistémicos hidrológicos

La PEC (incluida como una parte de la PSC), se desarrolló principalmente para proteger la biodiversidad, pero su uso para conservar SE está aumentando. Incluir los SE a través de la PEC no es sencillo debido a la complejidad conceptual en términos sociales, ecológicos y económicos (Asbjornsen *et al.*, 2014). La planeación de SE, necesita tener en cuenta todos los componentes y características que se relacionan con la entrega de beneficios a través de la variación espacial de la oferta (oferta), la variación de la demanda en el paisaje (demanda

espacial) y entre los beneficiarios (demanda desagregada) y cómo y dónde se obtienen los beneficios (acoplamiento entre las áreas de oferta y demanda, también conocido como “flujo”) (Villarreal-Rosas, 2020).

No existe un método único y específico para evaluar sitios prioritarios de SE debido a que su evaluación en la planeación puede llegar a ser muy variable contextualmente (p.ej. tipo de SE, componente de la cadena de SE evaluado, y escala espacial) (Rieb *et al.*, 2017). En la literatura, las evaluaciones de priorización rara vez capturan todos los componentes de la cadena de SE. Las áreas prioritarias para la conservación generalmente solo se evalúan con la oferta a través de la variabilidad espacial de los procesos ecológicos (Bai *et al.*, 2011; Egoh *et al.*, 2009, 2011; Larsen *et al.*, 2011; Onaindia *et al.*, 2013; Peñuela-Arévalo y Carrillo-Rivera, 2013). En este sentido, los resultados obtenidos en el modelo de sitios prioritarios de SEH (b), son innovadores debido a: 1) el método de evaluación de metas basado explícitamente en componentes de oferta y demanda, y 2) el acoplamiento espacial de las áreas donde ocurren los procesos ecológicos con los usuarios a través del BLM.

La PEC, a diferencia de otros métodos de priorización de SE, genera soluciones a través del uso de algoritmos de optimización, que funcionan para representar eficientemente los componentes espaciales relacionados a la cadena de flujo de SE y, como tal, el proceso sirve para representar elementos más rápidamente en una menor área, sin embargo, no es un método para evaluar directamente la provisión de SE. La veracidad y aplicabilidad de los modelos espaciales que se obtengan a través de la PEC, dependen de la calidad de los insumos o “proxies” que se utilicen en su elaboración. En sus inicios, los objetos de conservación solo eran representados a partir de características biofísicas asociadas a los beneficios (Chan *et al.*, 2006), y recientemente se han utilizado otros métodos de mayor complejidad que generan proxies más realistas para posteriormente, utilizarlos con métodos de la PEC en la planeación (Bagstad *et al.*, 2011; Domisch *et al.*, 2019).

Tal vez la principal desventaja del modelo (b), es que el análisis de oferta y la demanda que se presenta en los resultados (a partir del modelo de infiltración y la información de concesiones), tienen cierto grado de sesgo e imprecisión. En el caso del cálculo del balance hídrico, la cantidad de agua total disponible es una sobreestimación ya que: 1) el agua concesionada puede llegar a no ser la misma cantidad que se extrae; 2) solo está considerando

la demanda actual; y 3) el agua disponible total en el acuífero no siempre presenta buena calidad. Otras variables que no se consideraron, fueron el tamaño del lente de agua dulce, el tamaño de descarga ni la direccionalidad del movimiento horizontal debido a la falta de información. Para establecer metas de conservación mejor acotadas, es necesario una evaluación más realista de la disponibilidad de agua, y también conocer las características del terreno que están asociadas a la calidad del agua a nivel regional. Es importante reconocer que dentro de los modelos prioritarios se asume una relación directa entre los tipos de cobertura y el buen estado de la calidad de agua.

En la PY, existe un déficit de información en cuanto a geología estructural, la interacción que tiene la vegetación con el acuífero, los procesos microbianos que ocurren la parte subterránea y sobre la direccionalidad del transporte horizontal del agua. No se sabe cómo afecta el cambio de cobertura a los procesos de infiltración o con la diversidad bacteriana de los sistemas subterráneos, y a su vez, como esto puede impactar el potencial de degradar o atenuar contaminantes. Este conjunto, toda esta información podría servir para evaluar umbrales de cambio, y de esta forma hacer un modelo de priorización que permita integrar biodiversidad y SEH de una manera más realista.

Otro aspecto importante es que el modelo (b), se basó en asegurar pocos elementos asociados a SEH y, a diferencia de otros estudios (p. ej. Mocondoko, *et al.*, s/f; García Coll *et al.*, 2004; Muñoz-Piña *et al.* 2008; Mokondoko *et al.*, 2016; Saavedra-Díaz, y Perevochtchikova, 2017; Mokondoko *et al.*, 2018), no se hizo una relación entre los múltiples componentes relacionados a SE como son las funciones ecológicas, cambio de uso de suelo, geohidrología o aspectos de interés social como la salud pública para la evaluación de sitios prioritarios. En la PY, donde la contaminación del acuífero es uno de los principales problemas de la región, representa un vacío importante para estos modelos. Las áreas de demanda y los tipos de cobertura pueden actuar como *proxies* que cubra parte de este vacío, sin embargo, generar un modelo de contaminación más elaborado que integre información de p. ej. la variabilidad espacial de la prevalencia de enfermedades, con datos de calidad de agua e información sobre integridad ecosistémica, podría proveer un mayor realismo a los modelos.

Incluir el papel de la cubierta vegetal sobre la infiltración en la planeación es importante para mejorar estudios futuros. El papel de la vegetación como componente del ciclo hidrológico

no ha sido propiamente evaluado en el sistema kárstico de la PY. Se sabe que la cubierta vegetal favorece la infiltración debido a que las hojas, el tallo y las raíces actúan como canales que dirigen directamente el transporte del agua y a que parece favorecer la formación de porosidad secundaria en la roca a través de diferentes procesos químicos y físicos (Fig. 20). Sin embargo, no se sabe su importancia real en el mantenimiento de SEH debido a que las características del karst asociadas a la infiltración como las fracturas y cavidades, pueden formarse sin la intervención estricta de la vegetación y son omnipresentes en las rocas sedimentarias de toda la PY.



Figura 20. Vegetación que aprovecha las fuentes de agua subterránea para la evapotranspiración freática y forma cavidades en la roca a través de procesos físicos y químicos. Canteras de grava a cielo abierto en las cercanías de Tulum (~ 20.2955 ° N, 87.5028 ° W). (Tomada de Bauer Gottwein *et al.* 2011)

7.4. Supuestos teóricos del modelo *ab* y ventajas del modelo basado en áreas de cobeneficio para la integración de prioridades

Los modelos MARXAN muestran en general ser eficientes para la representación de objetos de conservación (es decir, que en un 25% del área se puede representar entre un 70% y un 80% de todos los elementos de cada modelo), y la mayoría de las UP presentan valores intermedios y bajos, por lo que, aunque los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH muestra

poca coincidencia espacial, existe una amplia gama de posibilidades para cumplir eficientemente con las metas cuantitativas de conservación de la región en ambos casos y que teóricamente pueden utilizarse para alinear acciones de conservación.

El patrón espacial de los objetos de conservación y de los sitios prioritarios, muestra que el mayor grado de conflicto entre biodiversidad y SEH, ocurre en la zona costera y el NE del área de estudio, dónde las necesidades de conservación de SEH suelen ser más altas, mientras que las de biodiversidad, tienden a ser más bajas. Con el fin de proporcionar conjuntamente los niveles deseados de suelo urbano, producción de alimentos, servicios ecosistémicos y provisión de hábitats de especies, la sociedad tendrá que ser más estratégica en la asignación de usos del suelo. El alto grado de presión antrópica que presenta la Riviera maya a nivel regional, dificulta mantener un enfoque clásico de planeación en donde la mayor parte de los esfuerzos de conservación, se restringen a las áreas con un mejor estado ecológico; por lo cual, es necesario mantener un enfoque reactivo en las áreas de demanda para asegurar el abasto continuo de agua. Este hecho es particularmente importante para los asentamientos humanos cercanos a la costa, debido a que son áreas que demandan la mayor cantidad de recursos, mayor susceptibilidad a un déficit hidrológico y a contaminación por intrusión salina (Trabucco y Zomer, 2010; Bauer Gottwein *et al.* 2011; Fick y Hijmans, 2017).

Los resultados obtenidos en la capa de factores de presión muestran que aún hay sitios que pueden utilizarse para el diseño de áreas de conservación con un enfoque proactivo. La dependencia a las áreas naturales y la riqueza biológica de la región, así como la incompatibilidad entre diferentes objetivos de conservación, implica combinar diferentes enfoques para asegurar la persistencia de las áreas naturales, los beneficios que éstas otorgan y disminuir el riesgo de omisión de elementos de importancia.

Como el modelo (*ab*) muestra, en la Riviera maya existe un alto potencial para alinear posibles acciones de conservación, ya que las áreas de SEH pueden cumplir con las metas cuantitativas de biodiversidad y viceversa. Este modelo, presenta ventajas con respecto a la unión de los modelos individuales ($a \cup b$), sobre todo implica una menor área requerida, un valor de factores de presión a la biodiversidad menor y logra una representación de objetivos de conservación alta. Este hecho demuestra que, al menos desde el punto de vista teórico, es posible coordinar acciones de conservación de elementos de SEH y biodiversidad en un

mismo espacio, para hacer eficiente el proceso de planeación regional. Sin embargo, es necesario remarcar que el modelo (*ab*), sirve como bosquejo para medir el potencial de alineación, pero para generar una propuesta de integración de ambos componentes durante la planeación, es necesario revisar la compatibilidad entre enfoques y los supuestos de los modelos.

El modelo (*ab*) muestra una combinación entre los enfoques proactivo y reactivo. La capa de factores de presión solo tiene influencia sobre la selección de áreas que no se encuentran dentro de las áreas de demanda de SEH, por lo que estas áreas se seleccionan con un enfoque proactivo y presentan una mayor compatibilidad con la conservación de la biodiversidad. En el caso de las áreas de demanda, al ser fijadas *a priori*, éstas se integran bajo un enfoque reactivo de conservación y durante la selección de sitios prioritarios, se asume que pueden utilizarse para el cumplimiento de metas cuantitativas de cualquier elemento de biodiversidad. Este supuesto no se cumple, ya que las áreas de demanda de SEH tienden a tener un mayor impacto antrópico debido a la presencia de poblados, infraestructura, carreteras y otros factores que ayudan a facilitar el acceso al agua. En el modelo (*ab*), las áreas de demanda cumplen con el 41% de las metas de conservación de biodiversidad, pero la capa de factores de presión indica que es posible que no sea viables para conservar los grupos biológicos más sensibles a la perturbación humana.

Otro problema con los sitios prioritarios obtenidos en el modelo (*ab*), es que no mantienen la misma conectividad entre áreas de oferta y demanda que el modelo (*b*). Por lo que, aunque las áreas de oferta cumplen con esta compatibilidad con la conservación de biodiversidad, pierden algo de relevancia para el abasto continuo de SEH.

En el modelo (*ab*), la posible inviabilidad de conservar ciertas especies en algunas UP y el poco acoplamiento entre áreas de oferta y demanda, implican que: 1) el modelo, por sí solo no es el más idóneo para hacer la integración de prioridades; y 2) para lograr la alineación de ambos componentes y hacer eficiente el uso del espacio, es necesario evaluar prioridades de conservación a través de la compatibilidad entre acciones de conservación entre biodiversidad y SEH.

El modelo basado en áreas de cobeneficio (*c*), es un ejemplo de cómo se puede integrar prioridades e identificar posibilidades de alineación entre biodiversidad y SEH. El modelo se

basa en el supuesto, de que las sinergias entre la conservación de la biodiversidad y SEH, ocurren en las UP con menor grado de presión antrópica dentro del modelo (b). Si bien los modelos (a) y (b) muestran un bajo grado de coincidencia espacial, puede utilizarse la frecuencia de selección de los sitios fuera de las mejores soluciones, para ampliar el conjunto de posibilidades, donde podría ocurrir la alineación entre biodiversidad y SEH. El modelo (c), logra un cumplimiento de metas más alto que los demás modelos y conlleva un incremento del 15% del área del modelo de SEH (b). Además, al utilizar como base, el modelo (b), se asegura una mayor conectividad entre sitios de oferta y demanda de SEH que el modelo (ab). Los sitios prioritarios de extrema importancia, presentan un enfoque proactivo, los de alta importancia un enfoque mixto entre enfoque proactivo y reactivo, y los sitios de mediana importancia de un enfoque reactivo, por la distribución de las presiones antropogénicas.

Para mejorar futuros estudios de priorización que se basen en paisajes multifuncionales y áreas de cobeneficios, estos deberían de encaminarse a utilizar herramientas de planeación, que consideren aspectos de compatibilidad entre las acciones de conservación entre SE y biodiversidad (ver Domisch *et al.*, 2019). En este sentido, se podrían evaluar múltiples SE y buscar compatibilidad con diferentes grupos de especies más sensibles a la modificación del hábitat, o tratar de involucrar aspectos funcionales, como incluir elementos claves para el funcionamiento del ecosistema, redes tróficas y otros SE (Sánchez- Sánchez *et al.*, 2015).

Un aspecto relevante, relacionado a la planeación de biodiversidad y SEH, que no se incluyó, es la interacción que hay entre los ecosistemas terrestres y marinos. La importancia de la conectividad hidrológica suele ser marcado en la parte costera oriental que bordea al Mar Caribe, en donde se encuentran importantes asociaciones entre diferentes ecosistemas terrestres y marinos (Hernández-Arana *et al.*, 2015).

El área cercana a la costa tiene gran relevancia para la planeación debido a la relación entre los procesos terrestres y el arrecife de coral. Sin embargo, los sitios prioritarios modelados no cubren estas necesidades de conservación. En el caso de la biodiversidad, esto se debe a la capa de factores de presión; como las áreas costeras se encuentran fuertemente impactadas por las actividades antrópicas, el algoritmo los descarta. Este vacío en los sitios prioritarios es relevante, debido a que las áreas cercanas a la costa presentan características ambientales

distintas al resto del área de estudio y aporta gran parte de la variabilidad de la biodiversidad de la región, por lo que protegerla es crítico. Además, aunque las áreas de demanda cubren en cierta medida estas necesidades, no consideran aspectos del arrecife. Idealmente, estos modelos se deberían de complementar con información de los procesos y los componentes que se presentan en la parte marina, ya que los procesos hidrológicos les acoplan a los ecosistemas de la parte terrestre. Las ANP marinas cubren gran parte del territorio, y esta información serviría para mejorar su eficiencia.

7.5. Comentarios finales y recomendaciones

El desarrollo sostenible idealmente debería implicar la gestión de los SE y de la biodiversidad de manera conjunta (Daily, 1997; MEA, 2005; Naidoo *et al.*, 2008). Los SE son particularmente importantes en la gestión de áreas naturales, debido a que el valor intrínseco de la biodiversidad es difícil de describir en términos económicos y rara vez está bien explicado en las decisiones sobre recursos naturales (Wallace, 2007). Los modelos son herramientas que sirven como guía para evaluar el grado de conflicto que hay entre SE y biodiversidad, y para encontrar posibles soluciones que ayuden a disminuirlo.

Los sitios prioritarios fueron poco representados en las ANP, por lo que se observan vacíos y omisiones de conservación que se deberían de atender en la Riviera Maya. La utilidad de los modelos en la toma de decisiones, dependerá del contexto, pero se recomienda utilizar el modelo (c) como guía para la implementación de áreas de conservación. Los sitios de extrema y alta importancia del modelo (c), deberían utilizarse para el diseño de ANP y para dirigir los programas de pago por servicios ambientales, mientras que, en el caso de los sitios de importancia media, pueden servir para coordinar los planes de ordenamiento ecológico local.

Los sitios de extrema y alta importancia del modelo (c) que no se encuentran en alguna ANP, ocupan un 27% del territorio y representan las áreas donde puede ocurrir una mayor sinergia entre la conservación de biodiversidad y SEH. Si el objetivo, es orientar la conservación de ambos componentes para la obtención de beneficios colaterales en un mismo espacio, estas áreas deberían de priorizarse (Anexo 3).

Los sitios de extrema importancia implican un 12% del área de estudio y logran un cumplimiento de metas de biodiversidad alto por lo que, idealmente, estos sitios deberían de ser el foco de atención para establecer políticas de conservación menos laxas. A diferencia

de la biodiversidad, las metas de conservación de SEH, solo se alcanzan a cumplir al añadir los sitios de alta importancia, por lo cual, estos sitios deberían de ser un foco de atención de políticas enfocadas al buen manejo del agua, como pueden ser reservas geohidrológicas y pago por servicios ambientales.

Los sitios de importancia media del modelo (c) pueden usarse para producir las sinergias en la conservación de biodiversidad y SEH a través de políticas de conservación mas laxas enfocadas al aprovechamiento, sin embargo, para que los esquemas tengan éxito, las acciones deben de revisarse a nivel local para adecuarse a cualquier contexto.

8. CONCLUSIONES

- Los procesos eco-hidrológicos en la PY, mantienen directa e indirectamente el funcionamiento de los ecosistemas, por lo que existe la necesidad de generar buenas prácticas de planeación para la conservación. En un área como la Riviera Maya, donde no hay un plan regional de manejo de aguas residuales y donde el crecimiento económico, implica un incremento exponencial en el cambio de uso de suelo y en la producción de residuos, es urgente coordinar esfuerzos de conservación que garanticen el abasto de agua para la sociedad y la persistencia de los ecosistemas.
- El enfoque de planeación para la conservación de SE, es diferente al de biodiversidad debido su carácter completamente antropogénico, por lo que, los sitios prioritarios de ambos enfoques no necesariamente se corresponden mutuamente. Los sitios prioritarios de biodiversidad y SEH en este trabajo, mostraron un grado de coincidencia espacial bajo (10%), lo cual cumple con la hipótesis inicial y plantea un escenario donde es fácil que ocurran conflictos de planeación por el uso del espacio.
- El marco de SE, busca entre otras cosas, integrar los ambientes modificados y la interacción humana en el diseño de áreas de conservación, lo cual puede llegar a ser contrastante con un enfoque proactivo de planeación para la conservación. Sin embargo, la creciente presión antrópica en la Riviera Maya, necesita abordar un enfoque reactivo de conservación en las áreas de demanda de SEH, aún cuando éstas se encuentran fuertemente impactadas.
- La conservación de algunos elementos de biodiversidad, puede no ser inviable en ambientes fuertemente modificados, por lo que, para lograr la alineación espacial

entre las acciones de conservación de la biodiversidad y SE, es necesario evaluar la compatibilidad entre ambos enfoques a nivel local. El modelo (c), se basa en el supuesto que, en la Riviera Maya, aunque las áreas de demanda de SEH, sirven para cumplir con las metas de conservación de biodiversidad, éstas presentan un impacto antrópico alto, por lo que, la mayor posibilidad de alineación entre ambos enfoques a nivel espacial, ocurre en las áreas de oferta.

- Las herramientas de la PEC permiten evaluar el grado de conflicto que hay en la planeación de la conservación de biodiversidad y SE, y a su vez, a encontrar opciones que faciliten la alineación de ambos enfoques para la aplicación de políticas públicas. El uso de los modelos obtenidos en este trabajo, depende de los objetivos de conservación, las oportunidades de conservación en campo y de los actores participantes, pero para la búsqueda de cobeneficios entre biodiversidad y SEH, se recomienda utilizar el modelo (c) para el diseño de áreas de conservación complementarias en la región; los sitios de prioridad extrema y alta, equivalen al 30% del área de estudio y representan adecuadamente el 88% y el 92% de las metas de conservación de biodiversidad y SEH, respectivamente.
- En este trabajo se logró evaluar diferencias entre la planeación de servicios ecosistémicos y biodiversidad a través de modelos de priorización espacial para la conservación e identificar oportunidades de integración a nivel espacial que permitan el uso eficiente del territorio, por lo que se logró cumplir con el objetivo de investigación principal.
- Los sitios prioritarios encontrados en cada uno de los modelos fueron poco representados por las ANP del área de estudio (< 11%), por lo que se requiere implementar instrumentos adicionales que ayuden a atender estos vacíos y omisiones.

9. REFERENCIAS

1. Asbjornsen, H., Manson, R. H., Scullion, J. J., Holwerda, F., Muñoz-Villers, L. E., Alvarado-Barrientos, M. S., ... y Bruijnzeel, L. A. (2017). Interactions between payments for hydrologic services, landowner decisions, and ecohydrological consequences: synergies and disconnection in the cloud forest zone of central Veracruz, Mexico. *Ecology and Society*, 22(2).

2. Acreman, M. C., Harding, R. J., Lloyd, C., McNamara, N. P., Mountford, J. O., Mould, D. J., Purse, B. V., Heard, M. S., Stratford, C. J., y Dury, S. J. (2011). Trade-off in ecosystem services of the Somerset Levels and Moors wetlands. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8), 1543-1565.
3. Adams, V. M., Pressey, R. L., y Álvarez-Romero, J. G. (2016). Using optimal land-use scenarios to assess trade-offs between conservation, development, and social values. *PLoS ONE*, 11(6).
4. Aguilar-Duarte, Y., Bautista, F., Mendoza, M. E., Frausto, O., Ihl, T., y Delgado, C. (2016). Ivaky: Index of vulnerability to pollution of yucatecan karstic aquifer. *Revista Mexicana De Ingeniería Química*, 15(3), 913-933.
5. Álvarez, F., e Iliffe, T. M. (2008). Fauna anquihalina de la península de Yucatán. En *Crustáceos de México: Estado Actual de su Conocimiento*.
6. ArandaCirerol, N., Herrera-Silveira, J. A., y Comín, F. A. (2006). Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatán, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 445-454.
7. ASK (Amigos de Sian Ka'an) (2003) Tratamiento de Aguas Residuales: construyendo las Bases Para la Conservación del Agua y su Biodiversidad Asociada en la Península de Yucatan [Wastewater treatment: constructing the basis for the conservation of water and the associated biodiversity on the Yucatan Peninsula]. CD-ROM, Amigos de Sian Ka'an, The Nature Conservancy y la Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Cancún, Quintana Roo, Mexico.
8. Back, W., y Hanshaw, B. B. (1970). Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology*, 10(4), 330-368.
9. Bagstad, K. J., Villa, F., Johnson, G. W., y Voigt, B. (2011). ARIES—Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data, version 1.0. ARIES report series, 1.
10. Bai, Y., Zhuang, C., Ouyang, Z., Zheng, H., y Jiang, B. (2011). Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity*, 8(2), 177-183.

11. Ball, I. R., Possingham, H. P., y Watts, M. (2009). Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*, 185-195.
12. Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T. H., Bailey, S. A., Kark, S., Kremen, C., y Pereira, H. (2001). Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science*. 291, 2047.
13. Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B. R., Charvet, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M., y Merediz-Alonso, G. (2011). the Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524.
14. Beddows, P. A. (2002). Where does the sewage go? The karst groundwater system of the Municipalidad de Solidaridad, Quintana Roo, Mexico. *Association for Mexican Cave Studies Activities*, Houston, TX, 47-52.
15. Beddows, P., Blanchon, P., Escobar, E., y Torres-Talamante, O. (2007). Los cenotes de la península de Yucatán. *Arqueología mexicana*, 83, 32-35.
16. Benítez-León, S. (2014). Variación en la estructura y composición de la fauna anquihalina del sistema Ox Bel Ha (península de Yucatán), a través de un gradiente de distancia desde la zona litoral. Tesis de maestría. Instituto de ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
17. Bergkamp, G., y Cross, K. (2006). Groundwater and ecosystem services: towards their sustainable use. En *Proceedings of the International Symposium on Groundwater Sustainability* (pp. 177-193).
18. Bezaury-Creel, J. E. (2005). Protected areas and coastal and ocean management in México. *Ocean & Coastal Management*, 48(11-12), 1016-1046.
19. Birch, C. P. (2006). Diagonal and orthogonal neighbours in grid-based simulations: Buffon's stick after 200 years. *Ecological Modelling*, 192(3-4), 637-644.
20. Birch, C. P., Oom, S. P., y Beecham, J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological modelling*, 206(3-4), 347-359.
21. Bodtker, K. (2008). A precautionary tale of two different sized planning units in one analysis. En J. A. Ardron, H. P. Possingham, & C. J. Klein (Eds.), *Marxan good practices handbook* (p. 149). Pacific Marine Analysis and Research Association.

22. Boulton, A. J. (2005). Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. En *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
23. Boulton, A. J., Ekeboom, J., y Gislason, G. M. (2016). Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. En *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
24. Brambilla, M., Gustin, M., y Celada, C. (2013). Species appeal predicts conservation status. *Biological Conservation*, 160, 209-213.
25. Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. E., y Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 32, 67-98.
26. Brauman, K., Van Der Meulen, S., y Brils, J. (2014). Ecosystem services and river basin management. En *Risk-Informed Management of European River Basins* (pp. 265–294). Springer, Berlin, Heidelberg.
27. Brooks, T. (2010). Conservation planning and priorities. En *Conservation Biology for All*. 199-219.
28. Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., y Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*. 313(5783), 58-61.
29. Bubb, P., May, I., Miles, L., y Sayer, J. (2004). *Cloud Forest Agenda*, UNEP-WCMC. UNEPWCMC. Banson, Cambridge, UK.
30. Camacho-Cruz, K. A., Ortiz-Hernández, M. C., Sánchez, A., Carrillo, L., y De Jesús Navarrete, A. (2020). Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(14), 15967-15983.
31. Carey, C., Dudley, N., y Stolton, S. (2000). Threats to protected areas: squandering paradise? The importance and vulnerability of the world's protected areas. WWF-World Wide Fund for Nature, International.
32. Carwardine, J., Klein, C. J., Wilson, K. A., Pressey, R. L., y Possingham, H. P. (2009). Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters*. 2(1), 4-11.

33. Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., y Daily, G. C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*. 4(11), e379.
34. Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., y Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405(6783), 234-242.
35. Cimon-Morin, J., Darveau, M., y Poulin, M. (2013). Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: a review. *Biological Conservation*, 166, 144-154.
36. CITES. (2017). Apéndices I, II y III. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre.
37. CONABIO–SNIB. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México (SNIB). Disponible en el Geoportal CONABIO en: www.conabio.gob.mx/institucion/snib/doctos/acerca.html
38. CONABIO. (2012). Desarrollo territorial sustentable: programa especial de gestión en zonas de alta biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
39. CONABIO. (2016). Distribución de los manglares en México en 2015', escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.
40. CONABIO. (2019). ENCICLOVIDA. Disponible en: <http://www.enciclovida.mx/>
41. CONAGUA-REPDA. (2019). Registro Público de Derechos de Agua (Concesiones, asignaciones, permisos otorgados y registros de obras situadas en zonas de libre alumbramiento de CONAGUA) Disponible en: <https://datos.gob.mx/busca/dataset/concesiones-asignaciones-permisos-otorgados-y-registros-de-obras-situadas-en-zonas-de-libre-alu>
42. CONANP. (2017). Áreas Naturales Protegidas decretadas. Listado de las áreas naturales protegidas. Disponible en: http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
43. Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., y Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in

- decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7(1), 21-28.
44. Daily, G., Matson, P. A., Costanza, R., Nabhan, G. P., y Lubchenco, J. (1997). *Nature's Services : Societal Dependence On Natural Ecosystems*. (Vol. 3). Island Press, Washington, DC.
 45. Danielopol, D. L., Griebler, C., Gunatilaka, A., y Notenboom, J. (2003). Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental conservation*, 104-130.
 46. De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P., y van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services*, 1(1), 50-61.
 47. Doehring, D. O., y Butler, J. H. (1974). Hydrogeologic constraints on yucatán's development. *Science*, 186(4164), 591-595.
 48. Domisch, S., Kakouei, K., Martínez-López, J., Bagstad, K. J., Magrath, A., Balbi, S., ... y Hermoso, V. (2019). Social equity shapes zone-selection: Balancing aquatic biodiversity conservation and ecosystem services delivery in the transboundary Danube River Basin. *Science of the Total Environment*, 656, 797-807.
 49. Durán-García, R., Méndez-González, M., y Larqué-Saavedra, A. (2016). The Biodiversity of the Yucatan Peninsula: A Natural Laboratory. In *Progress in Botany* Vol. 78 (pp. 237-258). Springer, Cham.
 50. Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A. T., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., y Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63(4), 714-721.
 51. Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., y Richardson, D. M. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological conservation*, 142(3), 553-562.
 52. Egoh, B. N., Reyers, B., Rouget, M., y Richardson, D. M. (2011). Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. *Journal of Environmental Management*, 92(6), 1642-1650.

53. Eken, G., Bennun, L., Brooks, T. M., Darwall, W., Fishpool, L. D. C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., Salaman, P., Sechrest, W., Smith, M. L., Spector, S., y Tordoff, A. (2004). Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*, 54(12), 1110-1118.
54. Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., y Smith, H. G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological conservation*, 172, 65-71.
55. Equihua, J., Equihua, M., Pérez-Maqueo, O., Kolb, M., Schmidt, M. F., Munguía, M., Díaz, P., Ortíz, M., Miranda, E., Robredo, E., y Martínez, S. (2014). Integridad Ecosistémica, 250m. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
56. Escolero, O. A., Marin, L. E., Steinich, B., y Pacheco, J. (2000). Delimitation of a hydrogeological reserve for a city within a karstic aquifer: The Merida, Yucatan example. *Landscape and Urban Planning*, 51(1), 53-62.
57. Fan, M., y Shibata, H. (2014). Spatial and temporal analysis of hydrological provision ecosystem services for watershed conservation planning of water resources. *Water resources management*, 28(11), 3619-3636.
58. (FAO) Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2003). *Groundwater management - The search for practical approaches*. Water Reports (Vol. 25).
59. Ferdana, Z. (2005). Nearshore marine conservation planning in the Pacific Northwest: exploring the use of a siting algorithm for representing marine biodiversity. En *Place matters: geospatial tools for marine science, conservation, and management in the pacific northwest* (pp. 150–195). Oregon State University Press.
60. Ferrier, S., y Wintle, B. A. (2009). Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: matching the solution to the need. En *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 1–15). Oxford University Press, Oxford.
61. Ferrier, Simon, Pressey, R. L., y Barrett, T. W. (2000). A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-

- world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93(3), 303-325.
62. Fick, S. E., y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37(12), 4302-4315.
63. Fisher, B., Turner, R. K., y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653
64. Fragoso-Servón, P, Pereira, A., Frausto, O., y Bautista, F. (2014). Relación entre la geodiversidad de Quintana Roo y su biodiversidad. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 16(1), 97-125.
65. Fragoso-Servón, Patricia, Bautista, F., Frausto, O., & Pereira, A. (2014). Caracterización de las depresiones kársticas (forma, tamaño y densidad) a escala 1: 50,000 y sus tipos de inundación en el Estado de Quintana Roo, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 31(1), 127-137.
66. Fragoso-Servón, Patricia, Corona, A. P., Zúñiga, F. B., y Zapata Buenfil, G. de J. (2017). Digital soil map of Quintana Roo, Mexico. *Journal of maps*, 13(2), 449-456
67. Fu, Y., Zhang, J., Zhang, C., Zang, W., Guo, W., Qian, Z., ... y Feng, J. (2018). Payments for Ecosystem Services for watershed water resource allocations. *Journal of hydrology*, 556, 689-700.
68. Game, E. T., y H. S. Grantham. (2008). Marxan user manual. For Marxan version 1.8.10. University of Queensland, St. Lucia, Qld, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, BC
69. García-Coll, I., A. Martínez-Otero, A. Ramírez-Soto, A. Niño- Cruz, A. J. Rivas, L. Domínguez-Barrada. (2004). Relación agua-bosque: delimitación de zonas prioritarias para pago de servicios ambientales hidrológicos en la cuenca del río Gavilanes, Coatepec, Veracruz. Pages 99–115 en H. Cotler, editor. *Manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental INE/SEMARNAT*, Mexico City, D.F., Mexico.
70. GBIF (2019). Global Biodiversity Information Facility. Recuperado el 9 de febrero de 2019, de <https://doi.org/10.15468/dl.qcnied>

71. Gebhardt, S., Wehrmann, T., Ruiz, M. A. M., Maeda, P., Bishop, J., Schramm, M., Kopeinig, R., Cartus, O., Kellndorfer, J., Ressler, R., Santos, L. A., y Schmidt, M. (2014). MAD-MEX: Automatic wall-to-wall land cover monitoring for the mexican REDD-MRV program using all landsat data. *Remote Sensing*, 6(5), 3923-3943.
72. Gerovasileiou, V., Martínez, A., Álvarez, F., Boxshall, G., Humphreys, W. F., Jaume, D., Becking, L. E., Muricy, G., van Hengstum, P. J., Dekeyzer, S., Decock, W., Vanhoorne, B., Vandepitte, L., Bailly, N., y Iliffe, T. M. (2016). World Register of marine Cave Species (WoRCS): a new Thematic Species Database for marine and anchialine cave biodiversity. *Research Ideas and Outcomes*, 2, e10451.
73. Girardello, M., Santangeli, A., Mori, E., Chapman, A., Fattorini, S., Naidoo, R., Bertolino, S., y Svenning, J. C. (2019). Global synergies and trade-offs between multiple dimensions of biodiversity and ecosystem services. *Scientific reports*, 9(1), 1-8.
74. Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., y Van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*. 488(7410), 197-200.
75. Goldman, R. L., y Tallis, H. (2009). A critical analysis of ecosystem services as a tool in conservation projects: The possible perils, the promises, and the partnerships. En *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162.1 (2009): 63-78.
76. Goldstein, J. H., Caldarone, G., Duarte, T. K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., Polasky, S., Wolny, S., & Daily, G. C. (2012). Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 109(19), 7565-7570.
77. Gómez-Pompa, A., y Dirzo, R. (1995). Consideraciones sobre la historia de las áreas naturales protegidas y la conservación de la naturaleza en México. *Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México*. Instituto Nacional de Ecología (INE), México.
78. Griebler, C., y Avramov, M. (2015). Groundwater ecosystem services: A review. En *Freshwater Science*. 34(1), 355-367.
79. Groves, C. R., Jensen, D. B., Valutis, L. L., Redford, K. H., Shaffer, M. L., Scott, J. M., Baumgartner, J. V., Higgins, J. V., Beck, M. W., y Anderson, M. G. (2002).

- Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. En *BioScience*, 52(6), 499-512.
80. Hackbart, V. C. S., de Lima, G. T. N. P., y dos Santos, R. F. (2017). Theory and practice of water ecosystem services valuation: Where are we going? En *Ecosystem Services*. 23, 218-227.
81. Hamilton, L. S., Juvik, J. O., y Scatena, F. N. (Eds.). (2012). Tropical montane cloud forests (Vol. 110). Springer Science & Business Media.
82. Hermoso, V., Cattarino, L., Linke, S., y Kennard, M. J. (2018). Catchment zoning to enhance co-benefits and minimize trade-offs between ecosystem services and freshwater biodiversity conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Ecosystems*, 28(4), 1004-1014.
83. Hernández-Arana, H. A., Vega-Zepeda, A., Ruíz-Zárate, M. A., Falcón-Álvarez, L. I., López-Adame, H., Herrera-Silveira, J., y Kaster, J. (2015). Transverse coastal corridor: From freshwater lakes to coral reefs ecosystems. En *Biodiversity and conservation of the Yucatán Peninsula* (pp. 355-376). Springer, Cham.
84. Hernández-Terrones, L., Null, K., Ortega-Camacho, D., y Paytanc, A. (2015). Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102, 62-72.
85. Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., y Monroy-Ríos, E. (2011). Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1-4), 517-528.
86. Herrera-Silveira, J. A., Comin, F. A., Aranda-Cirerol, N., Troccoli, L., y Capurro, L. (2004). Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: Management implications. *Ocean & Coastal Management*, 47(11-12), 625-639.
87. Hof, J., y Raphael, M. G. (1997). Optimization of habitat placement: A case study of the Northern Spotted Owl in the Olympic Peninsula. *Ecological Applications*, 7(4), 1160-1169.
88. Iliffe, T. M. (2002). Conservation of anchialine cave biodiversity. En *Proceedings of the Symposium Karst Frontiers* (Vol. 7, pp. 99-102).

89. IMT. (2010). Red de carreteras. Red de carreteras. Escala 1:1. Instituto Mexicano del Transporte, México.
90. INEGI. (2003). Conjunto de datos geológicos vectoriales G1206. Escala 1:250 000. Serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
91. INEGI. (2010). Localidades de la República Mexicana, 2010. Obtenido de principales resultados por localidad. Censo de Población y Vivienda 2010. En CONABIO (Ed.), Obtenido de principales resultados por localidad. Censo de Población y Vivienda 2010.
92. Islebe, G. A., Calmé, S., León-Cortés, J. L., y Schmook, B. (2015). Biodiversity and conservation of the Yucatán Peninsula. Suiza: Springer.
93. (IUCN) International Union for Conservation of Nature (2012). IUCN Red List Categories and Criteria.
94. Joppa, L. N., y Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. PLoS ONE. 4(12), e8273.
95. Justus, J., Fuller, T., & Sarkar, S. (2008). Influence of representation targets on the total area of conservation-area networks. Conservation Biology. 22(3), 673-682.
96. Kirkpatrick, J. B. (1983). An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. Biological Conservation. 22(3), 673-682.
97. Klein, C. J., Chan, A., Kircher, L., Cundiff, A. J., Gardner, N., Hrovat, Y., Scholz, A., Kendall, B. E., y Airamé, S. (2008). Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. Conservation Biology. 22(3), 691-700.
98. Koleff, P., Tambutti, M., March, I. J., Esquivel, R., Cantú-Ayala, C., Lira-Noriega, A., Aguilar, V., Alarcón, J., Bezaury-Creel, J., Blanco, S., Ceballos, G., Challenger, A., Colín, J., Enkerlin, E., Flores-Villela, O., García-Rubio, G., Hernández, D., Kolb, M., Díaz-Maeda, P., ... Urquiza-Haas, T. (2008). Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio.
99. Koleff, P., y Urquiza-Haas, T. (2011). PLANEACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD TERRESTRE EN MÉXICO: retos en

- un país megadiverso. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
100. Krekeler, M. P. S., Probst, P., Samsonov, M., Tselepis, C. M., Bates, W., Kearns, L. E., y Maynard, J. B. (2007). Investigations of subsurface flow constructed wetlands and associated geomaterial resources in the Akumal and Reforma regions, Quintana Roo, Mexico. *Environmental geology*, 53(4), 709-726.
 101. Kukkala, A. S., y Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*. 88(2), 443-464.
 102. Kukkala, A. S., y Moilanen, A. (2017). Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*. 32(1), 5-14.
 103. Larsen, F. W., Londoño-Murcia, M. C., y Turner, W. R. (2011). Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy?. *Conservation Letters*, 4(5), 355-363.
 104. Lewis, A., Slegers, S., Lowe, D., y Muller, L. (2003). Use of Spatial Analysis and GIS techniques to Re-Zone the Great Barrier Reef Marine Park. En Coastal GIS workshop. University of Wollongong, Australia.
 105. Lira-Noriega, A., Aguilar, V., Alarcón, J., Kolb, M., Urquiza-Haas, T., González-Ramírez, L., Tobón, W., y Koleff, P. (2015). Conservation planning for freshwater ecosystems in Mexico. *Biological Conservation*. 191, 357-366.
 106. Lutz, W., Prieto, L., y Sanderson, W. (2000). Population, Development, and Environment on the Yucatan Peninsula: From Ancient Maya to 2030. International Institute for Applied System Analysis, Luxemburgo, Austria, 120-139.
 107. Mocondoko, D. P., García, C. I., Martínez, O. A., y Manson, R. (s/f). Cartografía de zonas prioritarias que proveen servicios ambientales hidrológicos en cafetales: caso de la zona centro del estado de Veracruz. En Cafeticultura en la zona centro del estado de Veracruz: Diagnóstico, productividad y servicios ambientales. Veracruz: SAGARPA.
 108. Mokondoko, P., Manson, R. H., y Pérez-Maqueo, O. (2016). Assessing the service of water quality regulation by quantifying the effects of land use on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. *Ecosystem Services*, 22, 161-173.

109. Mokondoko, P., Manson, R. H., Ricketts, T. H., y Geissert, D. (2018). Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. *PloS one*, 13(2), e0192560.
110. Mace, G. M., Gittleman, J. L., y Purvis, A. (2003). Preserving the tree of life. *Science*. 300(5626), 1707-1709.
111. Mace, G. M., Norris, K., y Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*. 27(1), 19-26.
112. MacFadyen, S., Cunningham, S. A., Costamagna, A. C., y Schellhorn, N. A. (2012). Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: Are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology*. 49(3), 690-694.
113. MacSwiney, G., Cristina, M., Vilchis L., P., Clarke, F. M., y Racey, P. A. (2007). The importance of cenotes in conserving bat assemblages in the Yucatan, Mexico. *Biological Conservation*. 136(4), 499-509.
114. Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., ... Bidoglio, G. (2013). Mapping and assessment of ecosystems and their services - An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5, 1-58.
115. Manning, P., Van Der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F. T., Mace, G., Whittingham, M. J., y Fischer, M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature ecology & evolution*, 2(3), 427-436.
116. Manson, R. H. (2004). Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques*, 10(1), 3-20.
117. Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253.
118. Margules, C., y Sarkar, S. (2007). Systematic conservation planning. Cambridge University Press.

119. Martinez-Harms, M. J., Bryan, B. A., Balvanera, P., Law, E. A., Rhodes, J. R., Possingham, H. P., y Wilson, K. A. (2015). Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation*, 184, 229-238.
120. McIntosh, E. J., Pressey, R. L., Lloyd, S., Smith, R. J., y Grenyer, R. (2017). The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources*, 42
121. Melo Gallegos, C. (2002). *Áreas Naturales Protegidas de México en el Siglo XX*. Instituto de Geografía – Universidad Nacional Autónoma de México, México.
122. Mercado-Salas, N., Morales-Vela, B., Suárez-Morales, E., e Iliffe, T. M. (2013). Conservation status of the inland aquatic crustaceans in the Yucatan Peninsula, Mexico: shortcomings of a protection strategy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(6), 939-951.
123. Metcalfe, C. D., Beddows, P. A., Bouchot, G. G., Metcalfe, T. L., Li, H., y Van Lavieren, H. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental pollution*, 159(4), 991-997.
124. (MAE) Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). United States of America: Island press.
125. Mo, Y., Kim, H. G., Huber, P. R., Thorne, J. H., Hijioka, Y., y Lee, D. K. (2019). Influences of planning unit shape and size in landscapes dominated by different land-cover types on systematic conservation planning. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00739.
126. Monroy-Gamboa, A. G., Briones-Salas, M. Á., Sarkar, S., y Sánchez-Cordero, V. (2019). Terrestrial vertebrates as surrogates for selecting conservation areas in a biodiversity hotspot in Mexico. *Conservation Science and Practice*, 1(3), e12.
127. Morales-Lopez, J. (2007). *Estrategia de manejo y conservación de recursos hídricos para la zona de influencia norte de Sian Ka'an* [Management and conservation strategy for the hydrological resources in the northern zone of Sian Ka'an]. Tesis de Dcotorado, Universidad Autónoma de Querétaro, México.

128. Morán-Ordóñez, A., Whitehead, A. L., Luck, G. W., Cook, G. D., Maggini, R., Fitzsimons, J. A., y Wintle, B. A. (2017). Analysis of trade-offs between biodiversity, carbon farming and agricultural development in Northern Australia reveals the benefits of strategic planning. *Conservation Letters*, 10(1), 94-104.
129. Moreno, C. (2001). Manual de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Veracruzana.
130. Morris, B. L., Lawrence, A. R. L., Chilton, P. J. C., Adams, B., C, C. R., y Klinck, B. A. (2013). Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management (Vol. 3). United Nations Environment Programme.
131. Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres, and J. Braña. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725–736.
132. Muñoz-Piña, C., M. Rivera, A. Cisneros, y H. García. (2011). Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 228(1):87–113.
133. Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R. E., Lehner, B., Malcolm, T. R., y Ricketts, T. H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9495-9500.
134. Nassauer, J. I., y Opdam, P. (2008). Design in science: Extending the landscape ecology paradigm. *Landscape ecology*, 23(6), 633-644.
135. Nel, J. L., Turak, E., Linke, S., y Brown, C. (2011). Integration of environmental flow assessment and freshwater conservation planning: a new era in catchment management. *Marine and Freshwater Research*, 62(3), 290-299.
136. Neuman, B. R., y Rahbek, M. L. (2007). Modeling the Groundwater Catchment of the Sian Ka'an Reserve, Quintana Roo. Association for Mexican Cave Studies.
137. Nhancale, B. A., y Smith, R. J. (2011). The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1821-1835.

138. Olli, S. (2016). Natural resources and ecosystem services-a conceptual and contents account. *Resources and Technology*, 13(1).
139. Onaindia, M., de Manuel, B. F., Madariaga, I., y Rodríguez-Loinaz, G. (2013). Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management*, 289, 1-9.
140. Pacheco, J., Marín, L., Cabrera, A., Steinich, B., y Escolero, O. (2001). Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, 40(6), 708-715.
141. Peñuela-Arévalo, L. A., y Carrillo-Rivera, J. J. (2013). Discharge areas as a useful tool for understanding recharge areas, study case: Mexico catchment. *Environmental earth sciences*, 68(4), 999-1013.
142. Pauly, D., y Froese, R. (1991). FISHBASE: assembling information on fish. *Naga*, 14(10).
143. Pohlman, J. W., Iliffe, T. M., y Cifuentes, L. A. (1997). A stable isotope study of organic cycling and the ecology of an anchialine cave ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 17-27.
144. Possingham, H. P., Wilson, K. A., Andelman, S. J., y Vynne, C. H. (2006). Protected areas: goals, limitations, and design. En M. J. Groom, G. K. Meffe, & C. R. Carroll (Eds.), *Principles of Conservation Biology* (3D ed, pp. 509–533). Sinauer Associates Inc.
145. Pozo, C., Armijo-Canto, N., y Calmé, S. (2011). Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I. Ed. Carmen Pozo, Natalia Armijo Canto y Sophie Calmé (No. 333.95 P6.).
146. Pressey, R., y Bottrill, M. (2009). Approaches to landscape-and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. *Oryx*, 43(4), 464-475.
147. Pressey, R. L., Cowling, R. M., y Rouget, M. (2003). Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological conservation*, 112(1-2), 99-127.

148. Pressey, R. L., Possingham, H. P., y Margules, C. R. (1996). Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much?. *Biological Conservation*, 76(3), 259-267.
149. Reddell, J. R. (1981). A review of the cavernicole fauna of Mexico, Guatemala, and Belize. *Bulletin of the Texas Memorial Museum, the University of Texas at Austin*, (No. 591 R4).
150. Redford, K. H., y Adams, W. M. (2009). Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation biology*, 23(4), 785-787.
151. Redford, K. H., y Richter, B. D. (1999). Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation biology*, 13(6), 1246-1256.
152. Reyers, B., O'Farrell, P. J., Nel, J. L., y Wilson, K. (2012). Expanding the conservation toolbox: Conservation planning of multifunctional landscapes. *Landscape Ecology*, 27(8), 1121-1134.
153. Rieb, J. T., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Armsworth, P. R., Böhning-Gaese, K., Bonn, A., ... y Marques, A. (2017). When, where, and how nature matters for ecosystem services: challenges for the next generation of ecosystem service models. *BioScience*, 67(9), 820-833.
154. Rioja-Nieto, R., Barrera-Falcón, E., Torres-Irineo, E., Mendoza-González, G., & Cuervo-Robayo, A. P. (2017). Environmental drivers of decadal change of a mangrove forest in the North coast of the Yucatan peninsula, Mexico *Journal of Coastal Conservation*, 21(1), 167-175.
155. Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Chanson, J. S., Fishpool, L. D. C., Da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, 54(12), 1092-1100.
156. Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H., y Possingham, H. P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology letters*, 9(10), 1136-1145.

157. Rubio-Maldonado, E., Murad Robles, M., Sanroque, R., y Vicente, J. (2010). Crisis ambiental en la costa de Quintana Roo como consecuencia de una visión limitada de lo que representa el desarrollo sustentable. *Argumentos* (México, DF), 23(63), 161-185.
158. Sampat, P. (2000). *Deep trouble: The hidden threat of groundwater pollution*. Worldwatch Inst.
159. Sánchez-Salas, J., Muro, G., Estrada-Castillón, E., y Alba-Ávila, J. (2013). EL MER: UN INSTRUMENTO PARA EVALUAR EL RIESGO DE EXTINCIÓN DE ESPECIES EN MÉXICO. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 12(1), 30-35.
160. Sánchez-Sánchez, O., Islebe, G. A., Ramírez-Barajas, P. J., y Torrescano-Valle, N. (2015). Natural and human induced disturbance in vegetation. En *Biodiversity and Conservation of the Yucatán Peninsula* (pp. 153-167). Springer, Cham.
161. Sanon, S., Hein, T., Douven, W., y Winkler, P. (2012). Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. *Journal of environmental management*, 111, 159-172.
162. Sarkar, S. (1999). Wilderness preservation and biodiversity conservation—keeping divergent goals distinct. *BioScience*, 49(5), 405-412.
163. Sarkar, S. (2006). Ecological diversity and biodiversity as concepts for conservation planning: comments on Ricotta. *Acta Biotheoretica*, 54(2), 133-140.
164. Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., Moffett, A., Wilson, K. A., Williams, K. J., Williams, P. H., y Andelman, S. (2006). Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31.
165. Saavedra-Díaz, S.M., y Perevochtchikova, M. (2017). Evaluación ambiental integrada de áreas inscritas en el programa federal de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos. Caso de estudio: Ajusco, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2017(93), 76-94.
166. Schmitter-Soto, J. J. (1998). *Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo*. San Cristóbal de las Casas: El Colegio de la Frontera Sur.
167. Schmitter-Soto, J. J., Comín, F. A., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L. E., &

- Steinich, B. (2002). Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico). *Hydrobiologia*, 467(1-3), 215-228.
168. SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación.
169. Smardon, R. C., y Faust, B. B. (2006). Introduction: international policy in the biosphere reserves of Mexico's Yucatan peninsula. *Landscape and Urban Planning*, 74(3-4), 160-192.
170. Smart, P. L., Beddows, P. A., Coke, J., Doerr, S., Smith, S., y Whitaker, F. F. (2006). Cave development on the caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Quintana Roo, Mexico. *SPECIAL PAPERS-GEOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA*, 404, 105.
171. Strayer, D. L., y Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.
172. Tallis, H., Ferdaña, Z., y Gray, E. (2008). Linking terrestrial and marine conservation planning and threats analysis. *Conservation Biology*, 22(1), 120-130.
173. Tapia González, F. U., Herrera-Silveira, J. A., y Aguirre-Macedo, M. L. (2008). Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(2), 418-430.
174. Tobón, W., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Schröter, M., Ortega-Álvarez, R., Campo, J., Lindig-Cisneros, R., Sarukhán, J., y Bonn, A. (2017). Restoration planning to guide Aichi targets in a megadiverse country. *Conservation Biology*, 31(5), 1086-1097.
175. Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M., y Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of environmental management*, 92(3), 974-981.
176. Trabucco, A., y Zomer, R. J. (2010). High-Resolution Global Soil-Water Balance explicit for Climate–Standard Vegetation and Soil Conditions. CGIAR Consortium for Spatial Information.

177. Turak, E., y Linke, S. (2011). Freshwater conservation planning: an introduction. *Freshwater Biology*, 56(1), 1-5.
178. Turner, K., Georgiou, S., Clark, R., y Brouwer, R. (2004). Economic valuation of water resources in agriculture: From the sectoral to a functional perspective of natural resource management (Vol. 27). Food & Agriculture Org.
179. UNEP-WCMC. (2020). Protected areas map of the world. Disponible en: www.protectedplanet.net
180. Urquiza-Haas, T., Kolb, M., Koleff, P., Lira-Noriega, A., y Alarcón, J. (2009). Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *The Gap Analysis Program in Brief*, 61, 60.
181. Urquiza-Haas, T., Tobón, W., Kolb, M., Lira-Noriega, A., Contreras, V., Alarcón, J., y Koleff, P. (2019). Assessing best practice for selecting surrogates and target-setting methods in a megadiverse country. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(1), 187-202.
182. Verhagen, W., Kukkala, A. S., Moilanen, A., van Teeffelen, A. J. A., y Verburg, P. H. (2017). Use of demand for and spatial flow of ecosystem services to identify priority areas. *Conservation Biology*, 31(4), 860-871.
183. Villarreal-Rosas, J., Sonter, L. J., Runting, R. K., López-Cubillos, S., Dade, M. C., Possingham, H. P., y Rhodes, J. R. (2020). Advancing Systematic Conservation Planning for Ecosystem Services. *Trends in Ecology & Evolution*.
184. Wallace, J. S., Acreman, M. C., y Sullivan, C. A. (2003). The sharing of water between society and ecosystems: from conflict to catchment-based co-management. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 358(1440), 2011-2026.
185. Watson, J. E. M., Grantham, H. S., Wilson, K. A., y Possingham, H. P. (2011). Systematic conservation planning: past, present and future. *Conservation biogeography*, 1, 136-160.
186. Watson, K. B., Galford, G. L., Sonter, L. J., Koh, I., y Ricketts, T. H. (2019). Effects of human demand on conservation planning for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Biology*, 33(4), 942-952.

187. Whittingham, M. J. (2011). The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery?. *Journal of applied ecology*, 48(3), 509-513.
188. Williams, P., y Manne, L. (2001). Complementarity. En *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*.
189. Mittermeier, R. A. (1997). Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations. Agrupación Sierra Madre.
190. World Wildlife Fund. (2010). Caudal ecológico. Caudal ecológico: Salud al ambiente, agua para la gente.
191. Young, R. A., y Loomis, J. B. (2014). Determining the economic value of water: concepts and methods. Routledge.

Anexo 1. Insumos del mapa de factores de presión a la biodiversidad

Insumo	Cálculo	Peso por categoría	Fuente	Resolución
1) Áreas urbanas	$\frac{\text{Cobertura dentro de la unidad de planeación}}{\text{Área total de la unidad de planeación}}$	(0.10- 0.20)= 7,500	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)	1:20,000
		(0.20- 0.4)= 18,000		
		(0.4- 0.6)= 40,000		
		(>0.6)= 100,000		
2) Integridad ecológica	$10 - \left(\frac{\text{Integridad ecológica promedio de la unidad de planeación}}{10} \right)$	(0- 2)= 0	(Equihua <i>et al.</i> , 2014)	1:250 000
		(2- 4)= 17,500		
		(4- 6)= 35,000		
		(6- 8)= 52,500		
		(8- 10)= 70,000		
3) Densidad poblacional	$\frac{\text{Hábites por unidad de planeación}}{\text{Área de la unidad de planeación}}$	(0- 500)= 0	(INEGI, 2010)	Por unidad de planeación
		(500- 1500)= 2,500		
		(15,00- 40,00)= 7,500		
		(4000- 9000)= 15,000		
		(90,00- 20,000)= 90,000		
		(20,000)= 90,000		
4) Uso agropecuario	$\frac{\text{Cobertura total dentro de la unidad de planeación}}{\text{Área total de la unidad de planeación}}$	(0- 0.10)= 0	(Gebhardt., <i>et al.</i> , 2014)	1:20,000
		(0.10- 0.20)= 2,500		

		(0.20- 0.4)= 7,500		
		(0.4- 0.6)= 18,000		
		(>0.6)= 40,000		
5) Caminos	$\left(\frac{\text{Cobertura total dentro de la unidad de planeación}}{\text{Área total de la unidad de planeación}} \right) \times \text{Peso}$	1 carril	0.25	IMT, 2010
		2 carriles	0.5	
		>2 carriles	1	

Anexo 2. Listado de especies evaluadas

Grupo	Nombre	Tipo de dato	Fuente
Anfibios	<i>Agalychnis callidryas</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Bufo marinus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Bufo valliceps</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Dendropsophus microcephalus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Leptodactylus fragilis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Rana brownorum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Scinax staufferi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Smilisca baudini</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Tlalocohyla loquax</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Tlalocohyla picta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Trachycephalus venulosus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Triprion petasatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Anfibios	<i>Bolitoglossa yucatanana</i>	Registro	GBIF
Anfibios	<i>Craugastor yucatanensis</i>	Registro	GBIF
Aves	<i>Accipiter bicolor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Agamia agami</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazilia candida</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazilia rutila</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazilia tzacatl</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazilia yucatanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazona albifrons</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazona farinosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amazona xantholora</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Amblycercus holosericeus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Anas crecca</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Anhinga anhinga</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Aramides axillaris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Aramides cajanea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Aramus guarauna</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Aratinga nana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Arremonops chloronotus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Attila spadiceus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Botaurus pinnatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Bubo virginianus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Busarellus nigricollis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Buteo brachyurus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Buteo magnirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Buteo nitidus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Buteogallus anthracinus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Buteogallus urubitinga</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Butorides virescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cairina moschata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Campephilus guatemalensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Camptostoma imberbe</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Campylopterus curvipennis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Campylopterus pampa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Caprimulgus badius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Caprimulgus carolinensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Caracara cheriway</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cathartes aura</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cathartes burrovianus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Catharus minimus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Catharus ustulatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Celeus castaneus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Charadrius wilsonia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Chloroceryle aenea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Chloroceryle americana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Ciccaba nigrolineata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Ciccaba virgata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Claravis pretiosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Coccyzus minor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cochlearius cochlearius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Coereba flaveola</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Colinus nigrogularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Columbina passerina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Columbina talpacoti</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Contopus cinereus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Coragyps atratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Crax rubra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Crotophaga ani</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cyanocompsa parellina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cyanocorax yncas</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cyanocorax yucatanicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dactylortyx thoracicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dendrocincla anabatina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dendrocincla homochroa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dendrocolaptes sanctithomae</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dendrocygna bicolor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dives dives</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Doricha eliza</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dromococcyx phasianellus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Dryocopus lineatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Egretta rufescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Egretta tricolor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Elaenia flavogaster</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Elaenia martinica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Elanus leucurus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Eucometis penicillata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Eudocimus albus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Eumomota superciliosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Euphonia affinis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Eupsittula nana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Falco femoralis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Falco rufigularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Formicarius analis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Fregata magnificens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Fulica americana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Geococcyx velox</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Geothlypis poliocephala</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Geotrygon montana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Geranospiza caerulescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Granatellus sallaei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Habia fuscicauda</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Habia rubica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Haematopus palliatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Harpagus bidentatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Himantopus mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Hylophilus ochraceiceps</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Icterus auratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Icterus chrysater</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Icterus dominicensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Icterus gularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Icterus mesomelas</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Jabiru mycteria</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Jacana spinosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Lanio aurantius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Laterallus jamaicensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Laterallus ruber</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Leptodon cayanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Leptotila jamaicensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Leptotila verreauxi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Megarynchus pitangua</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Megascops guatemalae</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Melanerpes aurifrons</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Melanerpes pygmaeus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Melanoptila glabrirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Meleagris ocellata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Micrastur ruficollis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Micrastur semitorquatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Mimus gilvus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Mionectes oleagineus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Momotus momota</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Mycteria americana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Myiarchus yucatanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Myiobius sulphureipygius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Myiopagis viridicata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Myiozetetes similis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nomonyx dominicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Notharchus macrorhynchos</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nyctanassa violacea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nyctibius jamaicensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nyctidromus albicollis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Nyctiphrynus yucatanicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Oncostoma cinereigulare</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Onychorhynchus coronatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Ortalis vetula</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pachyrampus aglaiae</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pachyrampus major</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pardirallus maculatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Patagioenas flavirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Patagioenas leucocephala</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Patagioenas speciosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pelecanus occidentalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Penelope purpurascens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Petrochelidon fulva</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Phaethornis striigularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Phoenicopterus ruber</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Piaya cayana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Picooides fumigatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Picooides scalaris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Piculus rubiginosus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pipra mentalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Piranga roseogularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Platalea ajaja</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Platyrinchus cancrominus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Plegadis falcinellus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Poecilotriccus sylvia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Polioptila plumbea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Porzana flaviventer</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Pteroglossus torquatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Rallus longirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Rhynchocyclus brevirostris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Saltator atriceps</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Saltator coerulescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Sarcoramphus papa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Schiffornis turdina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de *especies evaluadas (continúa)*

Aves	<i>Spizaetus ornatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Spizaetus tyrannus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Spizastus melanoleucus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Sporophila torqueola</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Synallaxis erythrothorax</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tachybaptus dominicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tachycineta albilinea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Thalasseus maximus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Thraupis abbas</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tiaris olivaceus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tityra inquisitor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Todirostrum cinereum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Trogon collaris</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Trogon massena</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Trogon melanocephalus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Trogon violaceus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Turdus grayi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tyrannus couchii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Tyto alba</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Vireo flavifrons</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Vireo magister</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Aves	<i>Vireo pallens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Volatinia jacarina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Xenops minutus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Aves	<i>Zenaida aurita</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Crustáceos	<i>Antromysis cenotensis</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Balinella yucatanensis</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Calliasmata nohochi</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Creaseria morleyi</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Creaseriella anops</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Diacyclops chakan</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Diacyclops ecabensis</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Diacyclops pilosus</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Diacyclops puuc</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Exumella tsonot</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Halicyclops cenoticola</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Humpreysella mexicana</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Mesocyclops yutsil</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Metacirrolana mayana</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Procambarus maya</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Stygiomysis cokei</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Tulumella unidens</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Tuluweckelia cernua</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Typhlatya mitchelli</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Typhlatya pearsei</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Xibalbanus tulumensis</i>	Registro	GBIF
Crustáceos	<i>Yagerocaris cozumel</i>	Registro	GBIF
Mamíferos	<i>Alouatta pigra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Anoura geoffroyi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Artibeus hirsutus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Artibeus intermedius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Artibeus jamaicensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Artibeus lituratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Ateles geoffroyi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Baiomys musculus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Baiomys taylori</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Balantiopteryx io</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Balantiopteryx plicata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Bassariscus sumichrasti</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Bauerus dubiaquercus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Canis latrans</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Carollia perspicillata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Carollia sowelli</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Carollia subrufa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Centurio senex</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Chaetodipus penicillatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Chaetodipus pernix</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Chiroderma salvini</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Chiroderma villosum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Choeroniscus godmani</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Chrotopterus auritus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Coendu mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Conepatus leuconotus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Conepatus semistriatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Corynorhinus mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Cryptotis goldmani</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Cryptotis mayensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Cryptotis mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Cryptotis parva</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Cuniculus paca</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Dasyprocta punctata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Dermanura phaeotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Dermanura tolteca</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Dermanura watsoni</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Desmodus rotundus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Diaemus youngi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Diclidurus albus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Didelphis marsupialis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Diphylla ecaudata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Eira barbara</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Eptesicus furinalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Eptesicus fuscus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Eumops bonariensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Eumops glaucinus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Galictis vittata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Glossophaga commissarisi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Glossophaga soricina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Herpailurus yaguaroundi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Heteromys desmarestianus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Heteromys gaumeri</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Hylonycteris underwoodi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lamproncycteris brachyotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lasiurus blossevillii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lasiurus cinereus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lasiurus ega</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de *especies evaluadas (continúa)*

Mamíferos	<i>Lasiurus intermedius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lasiurus xanthinus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Leopardus pardalis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Leopardus wiedii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Liomys irroratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Liomys pictus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lontra longicaudis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lophostoma evotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Lynx rufus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Macrotus waterhousii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Marmosa mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mazama americana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mazama pandora</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mephitis macroura</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Micronycteris microtis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Microtus mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mimon cozumelae</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Molossus molossus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Molossus rufus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mormoops megalophylla</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Mustela frenata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Myotis elegans</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Myotis fortidens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Myotis keaysi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Myotis nigricans</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Myotis velifer</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Myotis yumanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nasua narica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Natalus stramineus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Neotoma lepida</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Neotoma mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Neotoma micropus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Noctilio leporinus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nycticeus humeralis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nyctinomops aurispinosus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nyctinomops femorosaccus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nyctinomops macrotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Odocoileus virginianus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Oligoryzomys fulvescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Orthogeomys grandis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Orthogeomys hispidus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Oryzomys alfaroi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Oryzomys chapmani</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Oryzomys couesi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Oryzomys rostratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Osgoodomys banderanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Otonyctomys hatti</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Otodylomys phyllotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Panthera onca</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Perognathus merriami</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus aztecus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus gymnotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus leucopus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus maniculatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus melanophrys</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus melanotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peromyscus yucatanicus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Peropteryx macrotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Philander opossum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Phyllostomus discolor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Pipistrellus subflavus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Potos flavus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Procyon lotor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Promops centralis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Pteronotus davyi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Pteronotus parnelli</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Pteronotus personatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Puma concolor</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Reithrodontomys gracilis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Reithrodontomys mexicanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Reithrodontomys sumichrasti</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Rhogeessa aeneus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Rhogeessa tumida</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Rynchonycteris naso</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Saccopteryx bilineata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sciurus aureogaster</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sciurus deppei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sciurus yucatanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sigmodon hirsutus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sigmodon hispidus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sorex saussurei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Spilogale gracilis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sturnira lilium</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sturnira ludovici</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sylvilagus audubonii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sylvilagus cunicularius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Sylvilagus floridanus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tamandua mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tapirus bairdii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tayassu tajacu</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tlacuatzin canescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Tylomys nudicaudus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Mamíferos	<i>Uroderma bilobatum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Mamíferos	<i>Vampyressa thylene</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Peces	<i>Anguilla rostrata</i>	Registro	GBIF
Peces	<i>Poecilia velifera</i>	Registro	GBIF
Peces	<i>Rocio gemmata</i>	Registro	GBIF
Peces	<i>Typhliasina pearsei</i>	Registro	GBIF
Plantas	<i>Acacia californica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Acacia dolichostachya</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Acacia farnesiana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Acrocomia aculeata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Adelia barbinervis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Adelia oaxacana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Alfaroa mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Alseis yucatanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ampelocera hottlei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Amphitecna tuxtlensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ardisia liebmannii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Astronium graveolens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Attalea butyracea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Attalea cohune</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bletia purpurata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bletia purpurea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bonellia macrocarpa subsp. Macrocarpa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bourreria pulchra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Brassavola cucullata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Brassavola nodosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Brosimum alicastrum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Plantas	<i>Bucida buceras</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bursera graveolens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Bursera simaruba</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Caesalpinia gaumeri</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Campylocentrum micranthum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Carica papaya</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Castilla elastica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Catasetum integerrimum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cayaponia racemosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cedrela odorata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ceiba aesculifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ceiba pentandra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Chrysophyllum mexicanum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cionosicyos excisus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Coccoloba barbadensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Coelia triptera</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cordia alliodora</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cordia dodecandra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Couepia polyandra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Crescentia cujete</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Critonia sexangularis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cucurbita moschata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cucurbita okechobeensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de *especies evaluadas (continúa)*

Plantas	<i>Cucurbita pepo</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cupania dentata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Cyclopogon prasophyllum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Dendropanax arboreus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Diospyros digyna</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Doyerea emetocathartica</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Dussia mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ebenopsis ebano</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Epidendrum chlorocorymbos</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Epidendrum flexuosum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Eulophia alta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus citrifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus colubrinae</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus cotinifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus crassinervia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus lapathifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus maxima</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus obtusifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus pertusa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus popenoei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus velutina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ficus yoponensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Furcraea cahum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Plantas	<i>Guettarda filipes</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Haematoxylum campechianum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Heliocarpus donnellsmithii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Hura pol yandra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ibervillea lindheimeri</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ibervillea millspaughii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ionopsis utricularioides</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Isochilus carnosiflorus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Jacaratia mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Laelia rubescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Leochilus labiatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Leucaena leucocephala</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Lonchocarpus castilloi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Luehea speciosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Lysiloma latisiliquum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Machaonia erythrocarpa subsp. parvifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Maclura tinctoria</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Malaxis histionantha</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Manilkara zapota</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Melicoccus oliviformis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Melothria pendula</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Metopium brownei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Mimosa albida var. albida</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Mimosa albida var. strigosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de *especies evaluadas (continúa)*

Plantas	<i>Mimosa bahamensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Mimosa pigra var. pigra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Mormolyca ringens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Muntingia calabura</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Nemaconia striata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Nidema boothii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Notylia barkeri</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Ocotea uxpanapana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Oncidium sphacelatum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Parmentiera aculeata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Peperomia tenerrima</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Phaseolus glabellus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Platymiscium yucatanum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Plumeria rubra</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Polystachya cerea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Pouteria campechiana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Pouteria reticulata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Prescottia stachyodes</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Protium copal</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Psidium guajava</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Psidium sartorianum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Psiguria triphylla</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Psychotria sarapiquensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Plantas	<i>Randia longiloba</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Rhetinantha friedrichsthalii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Russelia syringifolia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Sabicea mexicana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Sacoila lanceolata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Sapindus saponaria</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Sarcoglottis sceptrodes</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Sicydium tamnifolium</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Simarouba glauca</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Simira salvadorensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Specklinia marginata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Spondias mombin</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Spondias purpurea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Stevia microchaeta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Swartzia cubensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Swietenia macrophylla</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Symplocos coccinea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Tabebuia rosea</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Telanthophora uspantanensis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Terminalia buceras</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Tillandsia pseudobaileyi</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Trema micrantha</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Trichocentrum ascendens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Trichocentrum cebolleta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Plantas	<i>Trichocentrum oerstedii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Trigonidium egertonianum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Trophis racemosa</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Vitex gaumeri</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Xylopia frutescens</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Zamia prasina</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Plantas	<i>Zuelania guidonia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Ameiva undulata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Anolis sericeus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Aspidoscelis maslini</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Aspidoscelis rodecki</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Aspidoscelis sexilineata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Basiliscus vittatus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Coluber mentovarius</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Corytophanes hernandesii</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Crotalus cerastes</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Drymobius margaritiferus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Ficimia publia</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Kinosternon scorpioides</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Laemactus serratus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Lampropeltis triangulum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Mabuya brachypoda</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Micrurus diastema</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Pliocercus elapoides</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Porthidium yucatanicum</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO

Anexo 2. Listado de especies evaluadas (continúa)

Reptiles	<i>Rhinoclemmys areolata</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Sceloporus lundelli</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Scincella cherriei</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Senticolis triaspis</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Sphaerodactylus glaucus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Tantilla cuniculator</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Tantilla moesta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Terrapene carolina yucatanana</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Thamnophis proximus</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Trachemys venusta</i>	Modelo de distribución potencial	Geoportal CONABIO
Reptiles	<i>Aspidozelis angusticeps</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Aspidozelis cozumelae</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Coniophanes meridanus</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Imantodes tenuissimus</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Kinosternon creaseri</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Sceloporus chrysostictus</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Sceloporus cozumelae</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Sibon sanniolus</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Symphimus mayae</i>	Registro	GBIF
Reptiles	<i>Tantillita canula</i>	Registro	GBIF

Anexo 3. Sitios prioritarios de extrema y alta importancia del modelo (c) que no se encuentran cubiertos por el sistema de ANP actual

