



# COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO EN ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

**EL SISTEMA DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL ESTADO  
DE PUEBLA: REPRESENTATIVIDAD ECOLÓGICA E  
IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA  
CONSERVACIÓN**

**MARTÍN NERI SUÁREZ**

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS**

PUEBLA, PUEBLA

2013



**CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR  
Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN**

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe **Martín Neri Suárez** alumno de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta Institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Angel Bustamante González** por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **El sistema de Áreas Naturales Protegidas del estado de Puebla: representatividad ecológica e identificación de áreas prioritarias para la conservación** y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Puebla, Puebla, 5 de diciembre de 2013.

Martín Neri Suárez  
Nombre y Firma

Angel Bustamante González  
Vo. Bo. Profesor Consejero o Director de Tesis  
Nombre y Firma

La presente tesis, titulada: **El sistema de Áreas Naturales Protegidas del estado de Puebla: representatividad ecológica e identificación de áreas prioritarias para la conservación**, realizada por el alumno: **Martín Neri Suárez**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS  
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL


CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:   
DR. ANGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESOR:   
DR. SAMUEL VARGAS LÓPEZ

ASESOR:   
DR. JUAN DE DIOS GUERRERO RODRÍGUEZ

ASESOR:   
DR. NÉSTOR GABRIEL ESTRELLA CHULIM

ASESOR:   
DR. OCTAVIO CÉSAR ROSAS ROSAS

Puebla, Puebla, México, diciembre de 2013

# EL SISTEMA DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL ESTADO DE PUEBLA: REPRESENTATIVIDAD ECOLÓGICA E IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Martín Neri Suárez, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2013

Esta investigación tuvo como objetivo identificar los vacíos y omisiones de conservación en el sistema estatal de Áreas Naturales Protegidas (ANP) del estado de Puebla, así como localizar áreas que por su biodiversidad pueden proponerse como nuevas ANP. En una etapa preliminar se realizó un filtro grueso para identificar los vacíos y omisiones de conservación a través de un análisis GAP, considerando como elemento de conservación los tipos de vegetación presentes en el estado de Puebla. Posteriormente, se realizó un filtro grueso con los tipos de vegetación categorizados de acuerdo a su condición actual de conservación (con y sin vegetación secundaria), así como un filtro fino basado en la distribución potencial de 26 mamíferos, 5 aves y 15 reptiles con categoría de riesgo a nivel nacional, internacional y endemismo. La ubicación de nuevas áreas prioritarias se realizó con el algoritmo *MARXAN* considerando metas de conservación individuales para los elementos de conservación, de acuerdo a su importancia ecológica. En ambas evaluaciones se identificaron deficiencias en la representatividad de los elementos de conservación en el sistema actual de ANP del estado de Puebla. El área nueva de conservación requerida para cubrir los vacíos y omisiones de conservación, en un escenario compacto que favorece a la conectividad estructural, es de 8,104 km<sup>2</sup>, con lo que el 99% de los elementos de conservación quedan representados adecuadamente. Se concluye que el actual sistema de ANP no es suficiente para la protección de la biodiversidad del estado de Puebla y se requiere incorporar nuevas áreas de conservación al sistema estatal de ANP.

Palabras clave: algoritmo *MARXAN*, análisis GAP, Áreas Naturales Protegidas, representatividad ecológica.

# THE NATURAL PROTECTED AREAS SYSTEM OF PUEBLA STATE: ECOLOGICAL REPRESENTATIVENESS AND IDENTIFICATION OF PRIORITY CONSERVATION AREAS

Martin Neri Suárez, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2013

The aim of this research was to identify gaps and omissions of conservation in the Natural Protected Area system of the state of Puebla, and locate priority rich biodiversity sites for the creation of new ANP. A preliminary coarse filter approach, using a GAP analysis, allowed the identification of gaps and omissions for vegetation types as conservation objects. In a more detailed analysis the coarse filter was based on vegetation type condition (with and without altered vegetation), as well as a fine filter, based on the potential distribution of 26 mammals, 5 birds and 15 reptiles in risk category, was performed. New priority sites for the conservation were located using the *MARXAN* algorithm, establishing conservation goals for the conservation objects in agreement with their ecological significance. Both evaluations found serious deficiencies in the representativeness of the state ANP for the conservation objects. In a compact scenario that favors a structural connectivity, 8,104 km<sup>2</sup> of new protected areas is required in order to obtain 99% of representativeness of the conservation objects. It was concluded that the current state ANP system is not enough for protecting the biodiversity of the state of Puebla, and the establishment of new ANP is required.

Keywords: ecological representativeness, Gap analysis, *Marxan* algorithm, natural protected areas.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de postgrado.

Al Colegio de Postgraduados (COLPOS), Campus Puebla, por su excelencia académica y darme la oportunidad de realizar mis estudios de Maestría en Ciencias.

Agradezco a mi profesor consejero, Dr. Angel Bustamante González, por todo su apoyo y orientación durante mi estancia en el postgrado.

A los miembros del consejo particular, los doctores Samuel Vargas López, Juan de Dios Guerrero Rodríguez, Néstor Estrella Chulim y Octavio Cesar Rosas Rosas por su disposición y asesoría en la presente investigación.

A todos los profesores y personal administrativo que gracias a su trabajo facilitaron mi estancia en este Campus.

A toda mi familia, gracias por todo su apoyo. En especial a mi esposa e hija, por su cariño, paciencia, comprensión, y sobre todo por ser fuente de inspiración.

A Dios, por ser mi guía.

**¡A todos muchas gracias!**

# CONTENIDO

	Página
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1. Problema de investigación	2
2. Objetivos	2
3. Hipótesis	
CAPITULO I. REPRESENTATIVIDAD ECOLÓGICA DE LOS ECOSISTEMAS EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL ESTADO DE PUEBLA	4
1.1 Resumen	4
1.2 Abstract	5
1.3 Introducción	6
1.4 Materiales y métodos	8
1.5 Resultados	9
1.6 Discusión y resultados	15
1.7 Conclusiones	17
1.8 Bibliografía	18
CAPITULO II. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN EN EL ESTADO DE PUEBLA	22
2.1 Resumen	22
2.2. Abstract	23
2.3 Introducción	24
2.4 Materiales y métodos	27
2.4.1 Selección de los elementos de conservación	27
2.4.2 Metas de conservación	28
2.4.3 Identificación de vacíos y omisiones en la red de Áreas Naturales Protegidas del estado de Puebla	29
2.4.4 Modelo para la identificación de áreas prioritarias para la conservación	30
2.4.5 La función objetivo para la selección de áreas prioritarias	30
2.4.6 Parámetros del algoritmo heurístico de optimización	31

	Página
2.4.7 Configuración del territorio de planificación	31
2.4.8 Identificación y clasificación de áreas prioritarias para la conservación	34
2.5. Resultados	36
2.5.1 Representación de los elementos de conservación en el sistema actual de ANP	36
2.5.2 Identificación de las áreas prioritarias para la conservación	40
2.6 Discusión	43
2.7 Conclusión	46
2.8 Literatura citada	46
CONCLUSIONES GENERALES	56
ANEXO. CALIBRACIÓN DEL MODIFICADOR DE LA LONGITUD DE FRONTERA (BLM)	57
LITERATURA CITADA	62



## ÍNDICE DE CUADROS

	Página
CAPÍTULO I.	
Cuadro 1. Representatividad ecológica de los tipos de vegetación en el sistema de ANP (federal y estatal) del estado de Puebla.	11
CAPITULO II.	
Cuadro 1. Especies animales seleccionadas como elementos de conservación y sus categorías de riesgo nacional e internacional	27
Cuadro 2a. Valores de ponderación para determinar la meta de conservación para las especies animales en riesgo	28
Cuadro 2b. Clasificación de los valores de meta de conservación, resultado de la sumatoria del cuadro 1a. por cada especie en riesgo (n=46)	29
Cuadro 2c. Metas de conservación para los tipos de vegetación y especies en riesgo (elementos de conservación) utilizados para evaluar su representatividad en la red actual de ANP y la identificación de sitios prioritarios con el programa MARXAN	29
Cuadro 3. Estatus de los elementos de conservación en el actual sistema de ANP y la solución de <i>MARXAN</i> para cubrir sus metas de conservación	37
ANEXO.	
Cuadro 1. Los 25 escenarios con valores de BLM que van de cero a 100. A medida que aumenta el valor de BLM.	59

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO I.	
Figura 1. Distribución de los tipos de vegetación en el estado de Puebla (INEGI 2010)	10
Figura 2. Vacíos de conservación en el sistema de ANP del estado de Puebla	12
Figura 3. Omisiones de conservación en el sistema de ANP del estado de Puebla	14
CAPÍTULO II.	
Figura 1. Configuración del estado de Puebla de acuerdo al tipo de uso de suelo para su ejecución en el programa <i>MARXAN</i>	33
Figura 2. Vegetación natural del estado de Puebla (barras negras) y su presencia en ANP con su meta de conservación lograda (barras grises)	39
Figura 3. Clasificación de las 46 especies animales con distribución potencial en Puebla (barras negras) y su meta de conservación lograda en ANP (barras grises)	39
Figura 4. Clasificación de las unidades de planeación de acuerdo a su contribución en la conservación	40
Figura 5. Comparación del área total y longitud de frontera en tres escenarios con diferentes valores de BLM.	41

ANEXO.

Figura 1. El punto óptimo del valor de BLM entre área total y longitud de frontera se determinó en el escenario cuatro, con un valor de BLM de 12.50 60

Figura 2. Diferentes escenarios de selección de las unidades de planeación de acuerdo al valor de BLM utilizado 61

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son reconocidas a nivel mundial como una de las mejores estrategias de protección y conservación de los recursos naturales y de la biodiversidad (Barzetti, 1993; McNeely et al., 1994). En México, su implementación y regulación legal inició a principios del siglo XX y actualmente 12.9% de su territorio terrestre ha sido decretado como Área Natural Protegida. Sin embargo, se tiene poca información sobre si las ANP establecidas en el país son efectivas para el cumplimiento del propósito de conservación. La efectividad de las ANP se relaciona en gran medida con la ubicación inicial de los sitios destinados a la conservación. En muchos casos hay nula o poca evidencia documentada sobre el proceso de establecimiento de las ANP en el país. Lo anterior, a pesar de que existen diferentes herramientas de soporte al diseño y planeación de una ANP.

Las instituciones gubernamentales por lo regular no tienen el tiempo y, aunque pueden tener los recursos económicos, generalmente tienen limitado personal capacitado en la aplicación de dichas herramientas. Como resultado de este proceso de planeación y diseño, las ANP están mal ubicadas, no son funcionales, su representatividad ecológica es dudosa (Rodrigues et al., 1999; Ceballos, 2007) y dan origen a situaciones de conflictos con los actores sociales. En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo realizar un análisis espacial de la distribución actual de las ANP en el estado de Puebla, aplicando herramientas de apoyo como el GAP análisis, para evaluar su grado de representatividad ecológica, con referencia a ecosistemas y especies en riesgo del estado de Puebla.

En un primer análisis se evaluó la representatividad ecológica, la cual permite identificar aquellas especies o ecosistemas que estén por debajo de un nivel adecuado de conservación (12%), para posteriormente ubicar sitios prioritarios de conservación que sean susceptibles para ampliar el actual sistema de ANP del estado.

## **1. Problema de investigación**

En el estado de Puebla se tienen decretadas siete ANP federales y 12 estatales. No hay evidencia de un proceso de coordinación para que los sistemas de ANP federal y estatal sean una red integrada y sinérgica. Se observa que no se han considerado corredores biológicos que comuniquen la red de ANP establecidas. No existen estudios actuales que analicen si el sistema estatal de ANP es suficiente para cumplir con las metas de conservación de especies en riesgo y de ecosistemas. Tampoco sobre áreas potenciales relevantes para la conservación de la biodiversidad del estado, que puedan considerarse para ampliar los sistemas de ANP.

Para guiar el proceso de la investigación se plantearon las siguientes preguntas:

1. ¿Se cumple con las metas de conservación de los tipos de vegetación, mamíferos, aves y reptiles en categoría de riesgo en el actual sistema de Áreas Naturales Protegidas (ANP) del estado de Puebla?
2. ¿Qué superficie se requiere incorporar al sistema de Áreas Naturales Protegidas del estado de Puebla para lograr las metas de representatividad ecológica de las ANP?

## **2. Objetivos**

- 1) Evaluar la representatividad ecológica del sistema de ANP del estado de Puebla con referencia a los tipos de vegetación y distribución de aves, mamíferos y reptiles en riesgo.

2) Identificar las áreas prioritarias para la conservación, susceptibles de constituirse en ANP, para cumplir con las metas de conservación de los tipos de vegetación y especies en riesgo en el estado de Puebla.

### **3. Hipótesis**

1) El sistema de ANP del estado de Puebla no es efectivo en la representación de las metas de conservación de los tipos de vegetación, especies de mamíferos, aves y reptiles en riesgo.

2) En el estado de Puebla pueden identificarse áreas prioritarias para el establecimiento de nuevas ANP, que posibilitan alcanzar las metas de conservación de los tipos de vegetación, mamíferos, aves y reptiles en riesgo.

# **CAPÍTULO I. REPRESENTATIVIDAD ECOLÓGICA DE LOS ECOSISTEMAS EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DEL ESTADO DE PUEBLA**

## **1.1 Resumen**

En el estado de Puebla se tiene un sistema de Áreas Naturales Protegidas (ANP) decretadas, constituido por siete ANP federales y 12 estatales. La ubicación de la mayoría de las ANP del estado se relaciona con la presencia de los ecosistemas, relacionados con los tipos de vegetación. No hay estudios actualizados que analicen el nivel de representatividad ecológica del sistema de ANP actual, para evaluar si es suficiente para cumplir con el objetivo de conservación de la biodiversidad del estado o se requiere la creación de nuevas ANP. Mediante la metodología de GAP análisis se evaluó el nivel de representatividad ecológica del sistema de ANP del estado con referencia a los tipos de vegetación. Se definió como vacío de conservación aquellos tipos de vegetación presentes en el estado de Puebla sin representación en ANP, y omisión de conservación a los tipos de vegetación presentes en ANP por debajo del 12% de representatividad ecológica. Los resultados indicaron que en el sistema de ANP del estado se concentra el 15% del total de la cobertura vegetal del estado. A pesar de que el sistema de ANP supera la media nacional de protección (12%), en la evaluación se encontró vacío de conservación para cinco tipos de vegetación y omisión de conservación en ocho tipos de vegetación. Los resultados sugieren la necesidad de dirigir los esfuerzos de creación de nuevas ANP hacia los ecosistemas no representados o con baja representación en el sistema de ANP del estado de Puebla.

Palabras clave: Análisis GAP, Puebla, ANP, tipos de vegetación, representatividad ecológica

## 1.2 Abstract

The Natural Protected Areas System of Puebla State consists of seven decreed federal Natural Protected Areas (ANP) and 12 decreed state ANP. Most of the state ANP has been located base on the ecosystems, related to vegetation types. At present, there are no studies that indicate whether the current ANP system is sufficient to meet the objective of biodiversity conservation in the state or the creation of new ANP is required. Through a GAP analysis methodology the ecological representativeness level in the state ANP system was evaluated with reference to vegetation types. A conservation gap occurs when a vegetation type is not present in de ANP network, while a vegetation type is unrepresented or underrepresented when it is present in less than 12% of the state ANP system. The results indicated that 15% of total vegetation cover is present in the state ANP system. Although the total vegetation cover present in the state ANP system exceeds the percent average (12%) of vegetation cover protected in the national ANP network, the study found conservation gaps for five vegetation types and eight vegetation types are underrepresented. The results suggest the need to direct efforts towards creating new ANP for the gaps and underrepresented ecosystems.

Key words: GAP analysis, Puebla, ANP, vegetation types, ecological representativeness.



### 1.3 Introducción

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) tienen su origen en Norteamérica a finales del siglo XIX, y se han utilizado a nivel mundial como una medida de protección y conservación de los recursos naturales in situ y su biodiversidad asociada (Barzetti, 1993; McNeely *et al.*, 1994). A partir de la década de los sesenta el número de ANP a nivel mundial se incrementó de forma acelerada y actualmente la superficie bajo protección es del 12.7% (Bertzky *et al.*, 2012). Sin embargo, es común que este proceso tenga una planeación deficiente y no sistemática. El resultado ha sido ANP mal ubicadas, no funcionales y sin representación ecológica de los componentes de la biodiversidad (Rodrigues *et al.*, 1999; Ceballos, 2007). En México el proceso de diseño y criterios para seleccionar los sitios de conservación, principalmente en la primera década de establecimiento de las Áreas Naturales Protegidas, no cuenta con evidencia documentada. Ante esta situación, en la planeación sistemática de la conservación se desarrolló el concepto de representatividad ecológica de las ANP (Margules y Pressey, 2000), el cual determina el porcentaje de cobertura de un indicador de biodiversidad a nivel de especies o ecosistemas dentro de un sistema de ANP y se ha utilizado como un parámetro de evaluación de la efectividad en el diseño de un sistema de ANP en relación a un objetivo conservación (Scott *et al.*, 1993; Jennings, 2000; Powell *et al.*, 2000). En investigaciones realizadas en México sobre representatividad ecológica a nivel estatal se ha utilizado el 12% de cobertura en ANP como un objetivo adecuado de protección, por ser la media nacional de protección (Cantú *et al.*, 2003; Cantú *et al.*, 2011; Chapa-Vargas y Monzalvo-Santos, 2012). En el estado de Puebla se tienen decretadas siete ANP federales y doce estatales con diferentes categorías. La ubicación de cada ANP es responsabilidad de cada nivel de gobierno (federal y estatal). No existe evidencia de un proceso de coordinación para que la red de ANP federal y estatal sea una red integrada y sinérgica. No hay estudios que analicen si la red de ANP actual es suficiente para cumplir con el objetivo de conservación de la biodiversidad del estado, si faltan ANP o si algunas son redundantes o de poco valor para la conservación.

Utilizando como indicador de la biodiversidad a los tipos de vegetación, a nivel de ecosistema, el presente estudio contribuye al conocimiento sobre la efectividad en el diseño del sistema de ANP del estado con respecto al objetivo de representatividad ecológica del 12% en ANP para cada tipo de vegetación. Mediante una evaluación de la distribución entre la red de ANP y tipos de vegetación presentes en el estado de Puebla, se identificaron los niveles de representatividad ecológica en las ANP. El resultado de la evaluación generó información para identificar que elementos de la biodiversidad están sin representación o poco representados en el sistema de ANP. Además, aporta elementos para definir prioridades de conservación a corto y largo plazo en el estado de Puebla.

## 1.4 Materiales y métodos

El análisis de vacíos y omisiones de conservación o Análisis GAP (*Gap analysis*, en inglés), es una metodología utilizada para evaluar la representatividad ecológica de los elementos de la biodiversidad dentro de un sistema de ANP (Scott *et al.*, 1993). Para este análisis se utilizó como elemento de la biodiversidad los tipos de vegetación presentes en el estado de Puebla. Se integró la información cartográfica digital de la red de ANP federales y estatales del estado de Puebla (CONANP, 2013) y los tipos de vegetación del mapa digital de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 (INEGI, 2010). Se omitieron las ANP municipales por no contar con información disponible. El proceso del análisis se realizó integrando la cartografía digital en el programa ArcGis TM versión 9.3 en el siguiente orden:

- a) Mapa digital del estado de Puebla
- b) Cartografía digital de la red de ANP
- c) Cartografía digital de tipos de vegetación

Se utilizó la herramienta “*clip*” para ajustar los polígonos de las ANP federales que sobrepasaran los límites políticos del estado de Puebla. Las ANP ajustadas fueron: Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa, La Malinche, Iztaccihuatl-Popocatepetl, Sierra de Huautla, Tehuacán-Cuicatlán, Cañón de río Blanco y Pico de Orizaba. Posteriormente se combinaron los mapas digitales para su análisis y se calculó la superficie ocupada de cada tipo de vegetación dentro y fuera del sistema de ANP, con la herramienta “*calculate geometry*”. Para determinar los niveles de representatividad ecológica se estableció el 12% como un nivel adecuado de representación. Para realizar la clasificación de la representatividad y sus niveles se tomaron las definiciones de vacío y omisión de conservación (CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF y UANL, 2007), donde un vacío de conservación es la ausencia de un tipo de vegetación en un ANP. La omisión de conservación ocurre cuando se presenta un tipo de vegetación por debajo del nivel adecuado de representación (12%).

## **1.5 Resultados**

El estado de Puebla tiene una superficie con cobertura vegetal de 1, 739,332 ha, distribuida en 20 tipos de vegetación (Figura 1). En las ANP federales existe una cobertura vegetal de 195,511 ha y en las ANP estatales de 62,453 ha. En conjunto, las ANP representan el 15% de la cobertura vegetal de todo el estado y contienen 15 tipos de vegetación (Cuadro 1).

La superficie de cobertura vegetal presente en el sistema de ANP del estado de Puebla supera la media nacional de protección (12%) e indica un nivel adecuado de conservación. Sin embargo, al hacer la evaluación por tipo de vegetación presente en ANP se encontró que existen cinco vacíos y ocho omisiones de conservación (Cuadro 1).

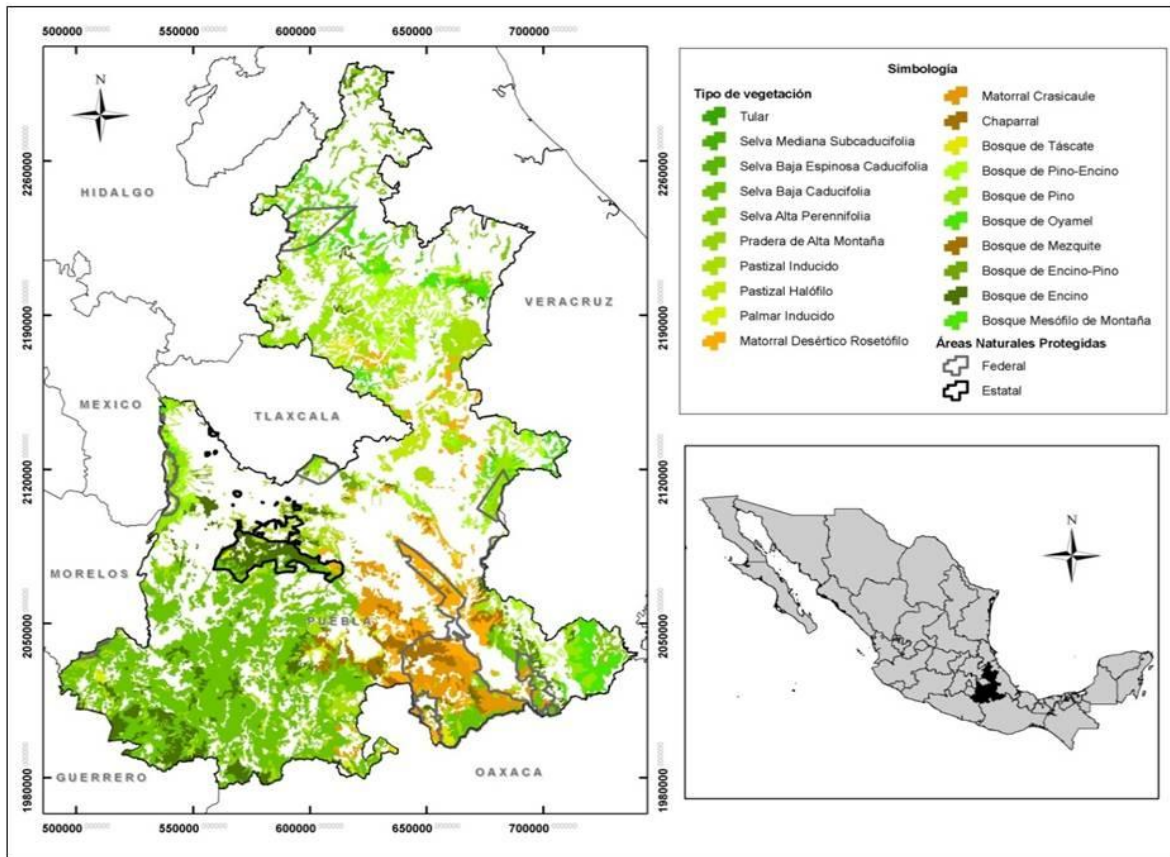


Figura 1. Distribución de los tipos de vegetación en el estado de Puebla (INEGI 2010).

Cuadro 1. Representatividad ecológica de los tipos de vegetación en el sistema de ANP (federal y estatal) del estado de Puebla.

<b>Tipo de Vegetación</b>	<b>Tipo de vegetación en el estado</b>	<b>Tipo de vegetación en ANP federales</b>	<b>Tipo de vegetación en ANP estatales</b>	<b>Total en ANP estatales</b>	<b>Nivel de representatividad ecológica (%)</b>
Pradera de alta montaña	4,797	4,797		4,797	100
Bosque de mezquite	2,428	1,706		1,706	70
Matorral crasicaule	85,076	50,999		50,999	60
Chaparral	62,969	20,685		20,685	33
Bosque de táscate	14,672	4,056	502	4,558	31
Matorral desértico rosetófilo	127,639	35,586	1,928	37,515	29
Bosque de encino	144,529	2,722	35,893	38,615	27
Pastizal inducido	213,650	13,876	10,631	24,506	11
Bosque de pino	173,887	19,566		19,566	11
Bosque de oyamel	17,054	1,392		1,392	8
Selva baja caducifolia	564,253	30,223	12,372	42,595	8
Bosque mesófilo de montaña	98,091	6,073		6,073	6
Palmar inducido	16,812		1,026	1,026	6
Bosque de encino-pino	18,460	894		894	5
Bosque de pino-encino	123,714	2,935	101	3,036	2
Selva alta Perennifolia	49,743			0	0
Pastizal halófilo	21,344			0	0
Tular	145			0	0
Selva baja espinosa caducifolia	68			0	0
Selva mediana subcaducifolia	1			0	0
<b>Totales</b>	<b>1,739,332</b>	<b>195,511</b>	<b>62,453</b>	<b>257,964</b>	<b>15</b>

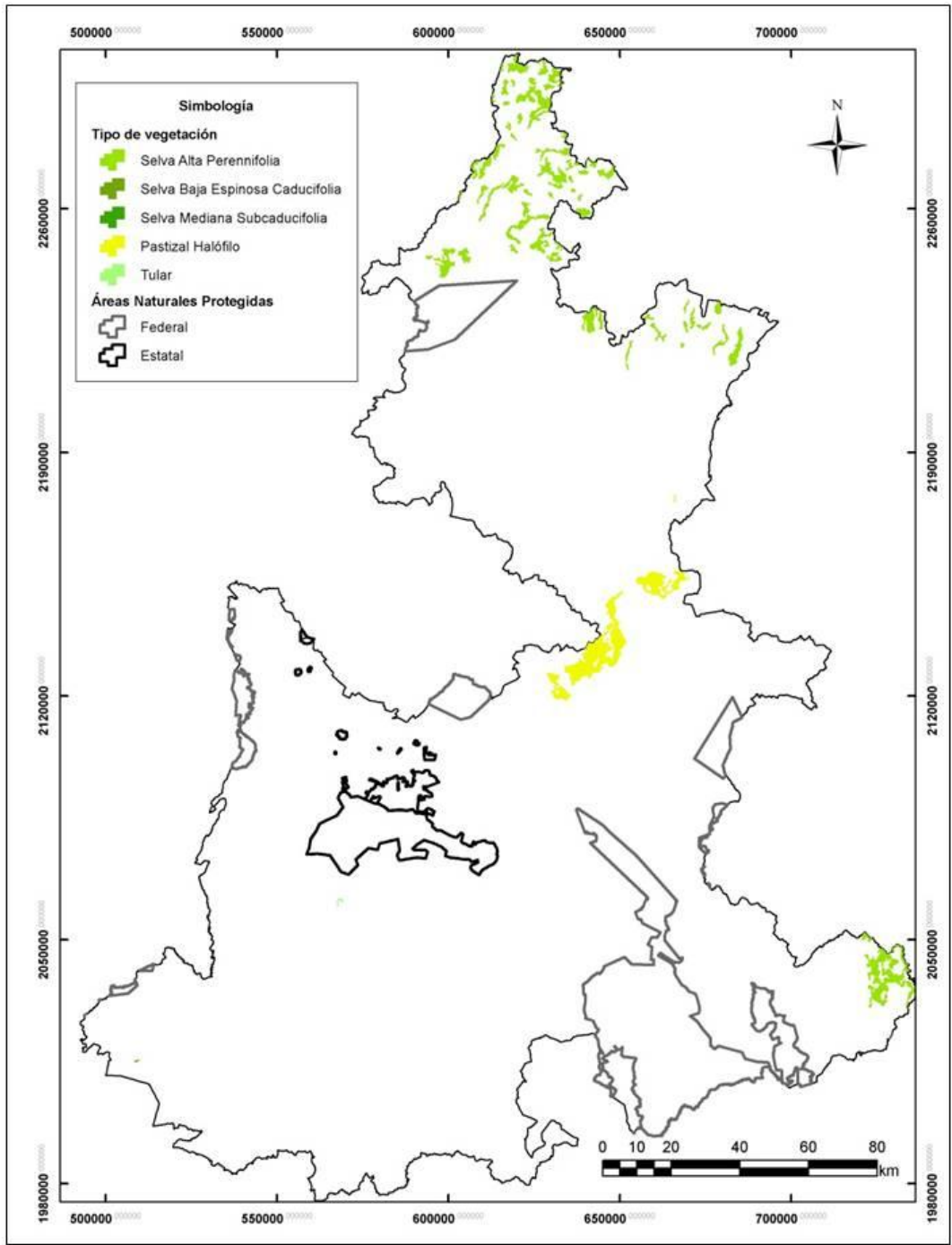


Figura 2. Vacíos de conservación en el sistema de ANP del estado de Puebla

Los ocho tipos de vegetación registradas en ANP por debajo del 12% de representatividad ecológica (omisión de conservación) son: pastizal inducido, bosque de pino, bosque de oyamel, selva baja caducifolia, bosque mesófilo de montaña, palmar inducido y bosque de pino encino (Figura 3). Los tipos de vegetación con un nivel adecuado de representatividad ecológica en ANP son: pradera de alta montaña, bosque de mezquite, matorral crasicaule, chaparral, bosque de táscate, matorral desértico rosetófilo y bosque de encino (Cuadro 1).



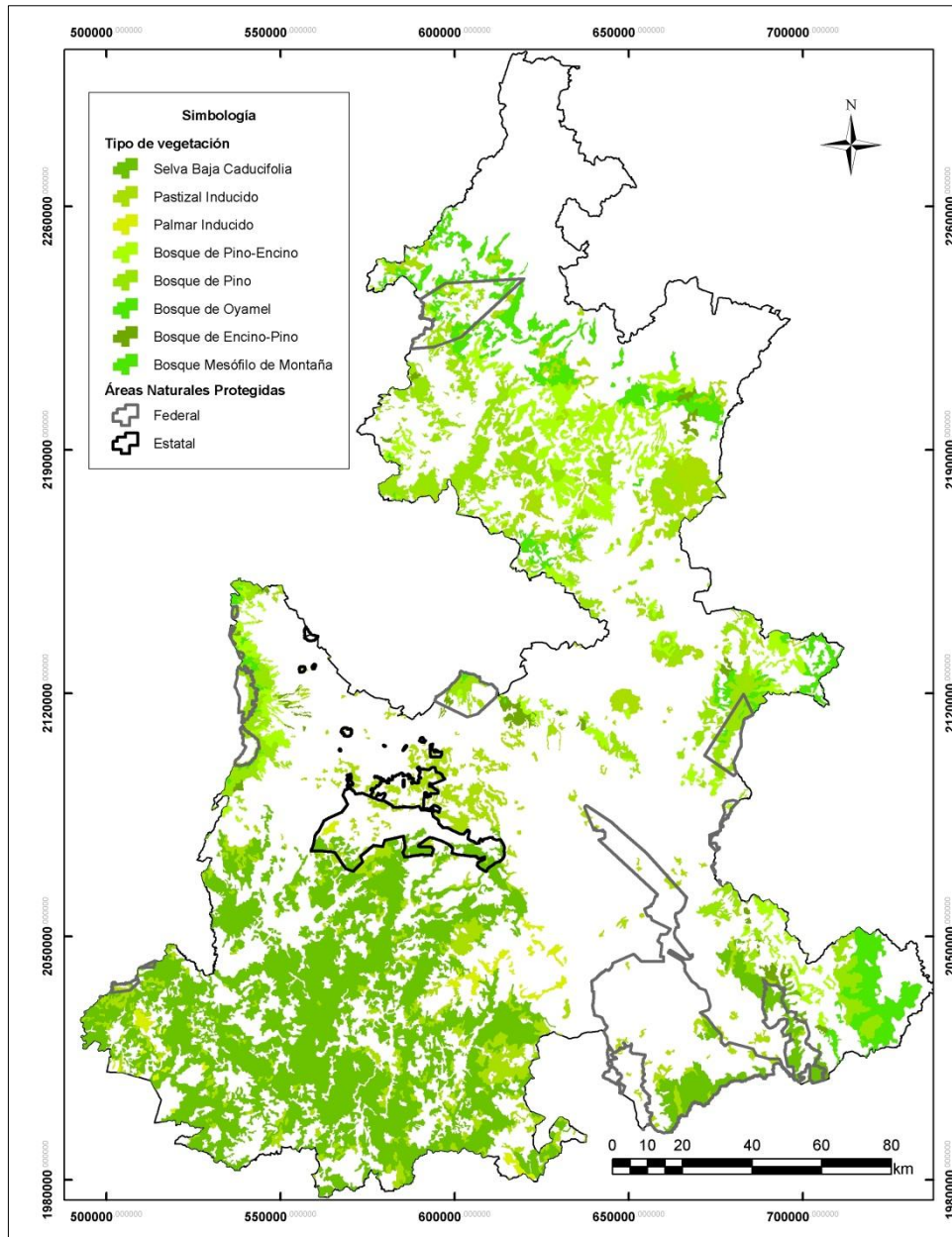


Figura 3. Omisiones de conservación en el sistema de ANP del estado de Puebla

## 1.6 Discusión de resultados

Los vacíos y omisiones de conservación delimitados en este estudio corresponden a un nivel de representatividad ecológica del 12%, con base en la política actual para las ANP en México. No se encontró un sustento claro de por qué en México se estableció ese porcentaje, aunque puede relacionarse con lineamientos internacionales. En el IV Congreso Mundial de Parques se estableció como objetivo que las áreas naturales protegidas cubrieran al menos el 10% de cada bioma para el año 2000 (McNeeley, 1993; Naughton-Treves *et al.*, 2005). El objetivo del 10 al 12% de representación ecológica en ANP ha sido utilizado en la planeación sistemática de la conservación para ecosistemas, biomas, países e inclusive el planeta entero (Brooks *et al.*, 2004). Si consideramos el uso del 12% de representatividad ecológica como un nivel adecuado, probablemente no sea ecológicamente viable para la conservación de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, ya que obedece a criterios definidos por intereses políticos (Soulé y Sanjayan, 1998). Si este nivel se basara únicamente en criterios ecológicos, se esperaría obtener una superficie de conservación mayor en ANP.

En el futuro, se espera que México eleve la meta de conservación a más del 12%, por ser la tendencia en el contexto mundial. El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica establece que para el 2020 la cobertura mundial de áreas protegidas deberá cubrir al menos el 17%. Esta nueva meta de protección promueve la creación y ampliación de áreas protegidas, las cuales deberán incluir procesos de planeación sistemática de la conservación, basados en herramientas metodológicas que contribuyen a lograr la representatividad y conectividad ecológica, para obtener sistemas de ANP eficaces en la conservación de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (CBD, 2012). Es importante mencionar que la metodología de GAP análisis está enfocada a la evaluación la representatividad ecológica; para evaluar la conectividad ecológica es necesario incluir otros procesos metodológicos.

Se considera que la aplicación del análisis GAP a un nivel de filtro grueso, tomando como base los tipos de vegetación, generó información relevante para la conservación en el estado de Puebla. La identificación de la omisión (sub-representación) de ocho tipos de vegetación y cinco vacíos de conservación indica que hace falta incluir bajo conservación nuevas áreas, ampliando algunas ya presentes o creando nuevas. El uso de la vegetación como indicador de biodiversidad a nivel de ecosistema se considera una estrategia eficiente para identificar y evaluar áreas de conservación, sobre todo cuando existe un vacío de conocimiento sobre el estado de la biodiversidad de un área determinada. Permite hacer inferencias sobre la distribución de especies animales, debido a que muchas especies de vertebrados están relacionadas con el tipo y estado de conservación de la vegetación en un área determinada (Noss, 1993; Scott *et al.*, 1993; Caicco *et al.*, 1995; Rodrigues y Brooks, 2007). Al incrementar la representatividad ecológica de los tipos de vegetación en el sistema de ANP, se contribuye a la conservación de la biodiversidad y sus procesos ecosistémicos que alberga cada tipo de vegetación (Caicco *et al.*, 1995). Por ejemplo, los bosques de coníferas (bosque de oyamel, bosque de pino, bosque de pino-encino,) y bosque de *Quercus* (bosque de encino, encino-pino y bosque de táscate) se han reportado como los tipos de vegetación con mayor riqueza de vertebrados en el estado de Puebla (Flores Villela y Gerez Fernández, 1994). Gámez *et al.* (2012) destacan al bosque de pino-encino, al bosque mesófilo de montaña, a la selva alta perennifolia y a la selva baja caducifolia como áreas importantes de distribución de mamíferos y presencia de especies endémicas. De los anteriores tipos de vegetación, solo dos están representados en un nivel aceptable, seis están representados no adecuadamente (omisión de conservación) y uno no está presente en las ANP (vacío de conservación). Estos resultados son similares a la tendencia nacional de presencia de omisiones de conservación. En el reporte sobre el análisis GAP terrestre a nivel nacional (CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF y UANL, 2007) se registraron 33 tipos de vegetación presentes en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP), de los cuales 20 son omisión de conservación. Además se reporta un grave déficit de protección en bosques de pino-encino y bosque mesófilo de montaña.

## 1.7 Conclusiones

El 15% de la cobertura vegetal presente en el estado de Puebla está distribuida en el sistema de ANP. De manera global, este porcentaje de representatividad ecológica indica que la vegetación se encuentra bien representada en las ANP. Sin embargo, el análisis por tipo de vegetación demuestra que, a pesar de superar la media nacional de protección del 12%, aún existen cinco tipos de vegetación ausentes y ocho por debajo de un nivel adecuado de representatividad ecológica en el sistema de ANP. Este estudio demuestra que la distribución de los tipos de vegetación en el sistema de ANP no es proporcional y está mal representada. El sistema de ANP del estado de Puebla aún no es efectivo con respecto al objetivo de representatividad ecológica del 12% para los tipos de vegetación. Los resultados de este estudio sugieren que es necesario dirigir los esfuerzos de creación de nuevas ANP hacia los tipos de vegetación que presentan especies endémicas y alta biodiversidad, que no estén representadas o están subrepresentadas en el sistema de ANP del estado de Puebla.

## 1.8 Bibliografía

- Barzetti, V. 1993. Parks and progress: Protected areas and economic development in Latin America and the Caribbean. World Conservation Union (IUCN). Cambridge, United Kingdom. pp: 240.
- Bertzky, B., C. Corrigan, J. Kemsey, S. Kenney, C. Ravilious, C. Besançon, and N. Burgess. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 60 p.
- Brooks, T. M., M. I. Bakarr, T. Boucher, G. A. B. D. Fonseca, C. Hilton-Taylor, J. M. Hoekstra, T. Moritz, S. Olivieri, J. Parrish, R. I. Pressey, A. S. L. Rodrigues, W. Sechrest, A. Stattersfield, W. Strahm, and S. N. Stuart. 2004. Coverage provided by the Global Protected-Area System: is it enough? *Bioscience* 54: 1081 - 1091.
- Caicco, S. L., J. M. Scott, B. Butterfield, and B. Csuti. 1995. A Gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho (U.S.A.). *Conservation Biology* 9: 498 - 511.
- Cantú, C., F. N. González, J. G. Marmolejo, J. I. Uvalle Saucedo, E. Estrada, y L. Rentería. 2011. Los vacíos y omisiones de conservación de Coahuila, México, con especial referencia a sus tipos de vegetación. *CIENCIA-UANL* 14: 69 - 74.
- Cantú, C., R. G. Wright, J. M. Scott, and E. Strand. 2003. Conservation assessment of current and proposed nature reserves of Tamaulipas State, México. *Natural Areas Journal* 23: 220 - 228.
- CBD. 2012. Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets. <http://www.cbd.int/sp/targets/>. Consulta marzo 2013.

- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse México: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17: 569 - 578.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, y UANL. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas/México, The Nature Conservancy-Program México, Pronatura, AC. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León Mexico. 126 p.
- CONANP. 2013. Cobertura de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://sig.conanp.gob.mx/website/anpsig/viewer.htm>. (Consulta marzo 2013).
- Chapa-Vargas, L., and K. Monzalvo-Santos. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* 26: 1625 - 1641.
- Flores Villela, O. y P. Gerez Fernández. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. México, D.F. Universidad Nacional Autónoma de México; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso Biodiversidad. 439 p.
- Gámez, N., T. Escalante, G. Rodríguez, M. Linaje, y J. J. Morrone. 2012. Caracterización biogeográfica de la Faja Volcánica Transmexicana y análisis de los patrones de distribución de su mastofauna. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 258 - 272.

- INEGI. 2010. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México.
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5 - 20.
- Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243 - 253.
- McNeeley, J. A. 1993. Parks for life: report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas. 10 - 21 February 1993. Gland, Switzerland (1993). 252 p.
- McNeely, J. A., J. Harrison, P. R. Dingwall, and P. Dingwall. 1994. Introduction: protected areas in the modern world. *Protecting nature: regional reviews of protected areas*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp: 1 - 28.
- Naughton-Treves, L., M. B. Holland, and K. Brandon. 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30: 219 - 252.
- Noss, R. 1993. A conservation plan for the Oregon Coast Range: some preliminary suggestions. *Natural Areas Journal* 13: 276 - 290.
- Powell, G. V. N., J. Barborak, and M. Rodriguez S. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35 - 41.

- Rodrigues, A. S. L., and T. M. Brooks. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38: 713 - 737.
- Rodrigues, A. S. L., R. Tratt, and B. D. Wheeler. 1999. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 266: 1453 - 1460.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards, Jr., J. Ulliman, and R. G. Wright. 1993. Gap Analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*: 123: 3 - 41.
- Soulé, M. E. and M. A. Sanjayan. 1998. Ecology: conservation targets: do they help? *Science* 279: 2060-2061.



## CAPÍTULO II. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN EN EL ESTADO DE PUEBLA

### 2.1 Resumen

Se realizó un análisis GAP para 19 Áreas Naturales Protegidas (ANP) del estado de Puebla con respecto a 28 tipos de vegetación registrados en el estado y la distribución potencial de 26 mamíferos, cinco aves y 15 reptiles en categoría de riesgo. Para evaluar su presencia en ANP se definió una meta de conservación individual de acuerdo a la importancia ecológica de los tipos de vegetación y la clasificación de riesgo nacional, internacional y endemismo de las especies. Esta evaluación demuestra que el 9.7% del territorio estatal forma parte del sistema de ANP, y la efectividad en la representación es deficiente para 23 categorías de los tipos de vegetación (diferenciando vegetación primaria en buen estado y perturbada), 16 mamíferos, cinco aves y 8 reptiles. Este resultado se atribuye a que la selección de sitios de conservación tiene un sesgo hacia zonas que no contribuyen a la conservación de la biodiversidad. Para cubrir este déficit de conservación, se diseñaron tres escenarios diferentes con el algoritmo *MARXAN*. Se consideró que el mejor escenario es el que utiliza un diseño compacto que favorece la conectividad estructural, por encima del escenario óptimo. Se encontró que el área requerida para la conservación del estado es de 8,104 km<sup>2</sup>, escenario en el que se alcanzaron las metas de conservación de todos los tipos de vegetación, aves, reptiles y el 99% de los mamíferos. Este proceso de ubicación y selección de áreas de conservación reduce el sesgo en la selección de sitios *ad hoc* y logró disminuir el déficit de conservación estatal.

Palabras clave: algoritmo Marxan, análisis GAP, biodiversidad.

## 2.2. Abstract

A GAP analysis was performed for 19 Protected Natural Areas (PNA) of the Puebla State considering 28 vegetation types and the potential distribution of 26 mammals, five birds and 15 reptiles at risk category registered, as conservation objects. Different conservation goal were established in order to assess each conservation object. It was found that the state PNA extend on 97.7% of the state territory, however the effectiveness of PNA to represent the conservation objects is poor. 23 vegetation types, 16 mammals, five birds and 8 reptiles are underrepresented in the state ANP. To cover this conservation deficit, potential new conservation areas were located under three different scenarios with the algorithm *MARXAN*. The best scenario considered was the one who uses a compact design that favors structural connectivity. It was concluded that 8,104 km<sup>2</sup> must be added to the present state PNA to accomplish the defined conservation goal.

Keywords: Biodiversity, Gap analysis, *MARXAN* algorithm,.

## 2.3 Introducción

A partir del surgimiento de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) a finales del siglo XIX (Barzetti, 1993; McNeely *et al.*, 1994; Dudley, 2008; IUCN, 2010), éstas fueron adoptadas a nivel mundial como la estrategia principal para la conservación de los recursos naturales *in situ*. De un primer objetivo internacional de proteger por lo menos el 10% de todas las regiones ecológicas del mundo (IUCN, 1993), en la actualidad se ha alcanzado una superficie de conservación del 12.7% de la superficie terrestre mundial (Bertzky *et al.*, 2012). El aumento exponencial del número de áreas protegidas durante las últimas dos décadas ha contribuido a superar la meta del 10% (Green y Paine, 1997; IUCN, 2012). Esta meta también fue superada ya en México, con un área decretada del 12.9% (CONANP, 2013), ligeramente mayor al referente internacional. En México predominó la tendencia de decretar Áreas Naturales Protegidas para alcanzar una meta, sin una selección rigurosa de éstas. El principal objetivo de las ANP ha sido la protección de ecosistemas y especies en riesgo. Sin embargo, La superficie nacional protegida actualmente en Áreas Naturales Protegidas es en gran parte resultado de criterios *ad hoc* no relacionados con la protección de la biodiversidad (Pressey, 1994), dando lugar a ANP mal ubicadas, no funcionales y sin representación adecuada de los componentes de la biodiversidad (Cantú *et al.*, 2004; Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008). Esto no ha ocurrido solo en México, ya que la tendencia internacional, sobre todo en los países menos desarrollados, es la selección de ANP con poco uso de métodos y herramientas de la planeación sistemática de la conservación (Scott *et al.*, 1993; Prendergast *et al.*, 1999). Esto ocurre a pesar de que se tiene metodologías y herramientas especializadas con gran potencial para el diseño de sitios de conservación eficientes.

En un proceso de planeación sistemática de la conservación es fundamental que los criterios de selección sean transparentes, integrales y bien argumentados, para que la conservación *in situ* sea más eficiente (Margules y Pressey, 2000). Además, este proceso contempla la generación o selección de información consistente que

funcione como sustitutos de biodiversidad (especies en riesgo y/o tipos de vegetación) de la región de planificación, así como el establecimiento de un objetivo de conservación, que generalmente está basado en un porcentaje de superficie de conservación en ANP (Pressey *et al.*, 2002). Habitualmente, la limitante de este proceso es la disponibilidad de datos sobre la distribución de la biodiversidad (Smith *et al.*, 2006; Rondinini y Chiozza, 2010). La conservación de la biodiversidad requiere de un conocimiento sobre su estructura, composición y función en sus diferentes niveles de organización. Sin embargo, debido a su complejidad es difícil de conocer en su totalidad. Ante este desafío en la planificación de la conservación es común el uso de sustitutos de biodiversidad a nivel de ecosistemas y especies (Sarkar *et al.*, 2005; CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF-UANL, 2007; Rodrigues y Brooks, 2007).

A nivel de ecosistema, los tipos de vegetación se emplean como sustitutos de la biodiversidad de filtro grueso. Su función en la planificación de la conservación es identificar y proteger conjuntos representativos de ecosistemas naturales, sus procesos, estructuras y especies que los constituyen (Hunter, 2005). Por lo tanto, el uso de la vegetación como sustituto de biodiversidad a nivel de ecosistema se considera una estrategia eficiente para identificar y evaluar áreas de conservación, sobre todo cuando existe un vacío de conocimiento sobre el estado de la biodiversidad de un área determinada (Saunders *et al.*, 1991). En el nivel de especies, se utilizan aves, mamíferos, anfibios y reptiles para la delimitación de sitios de conservación. Este enfoque de conservación basado en alguna especie en particular se le define como filtro fino (Hunter, 2005).

En los sistemas de información geográfica (SIG) se han desarrollado herramientas con gran potencial para el diseño y evaluación de sitios de conservación eficientes, incluidos en el enfoque de planeación sistemática de la conservación. Parte importante de este grupo de herramientas para la evaluación y diseño de ANP son: el análisis GAP (Scott *et al.*, 1993) y el algoritmo de selección de reservas MARXAN (Game y Grantham, 2008). El análisis GAP se utiliza para evaluar la

representatividad ecológica de una red de ANP (Jennings, 2000; Dudley y Parish, 2006). Esta evaluación se basa en el porcentaje de cobertura, generalmente entre el 10-12%, de un sustituto de biodiversidad (especies o ecosistemas) dentro de una red de ANP (Jennings, 2000; Powell *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2004; Cantú *et al.*, 2004). Recientemente, este parámetro aumentó al 17%, con el fin de alcanzar la meta de conservación global proyectada para el 2020 (CBD, 2012). En el diseño de ANP, el algoritmo de selección *MARXAN* funciona bajo el principio de complementariedad (Justus y Sarkar, 2002; Sarkar, 2012), es decir, toma en cuenta las ANP ya establecidas y ubica nuevas áreas prioritarias de conservación, con el objetivo de alcanzar las metas de conservación en una red de reservas. Dichas herramientas contribuyen a sustituir el enfoque *ad hoc* utilizado históricamente en el establecimiento de ANP (Pressey y Tully, 1994).

Actualmente se tiene interés por aumentar la superficie de conservación. La nueva meta global de conservación indica que para el 2020 se deberá proteger el 17% de la superficie terrestre, con la cual se pretende conservar los ecosistemas y disminuir las tasas de extinción de especies en riesgo (CBD, 2012). Esta meta de protección implica aumentar el actual número y extensión de ANP nacional e internacional, haciendo énfasis en regiones con niveles altos de biodiversidad y especies endémicas. El estado de Puebla se ubica en entre las provincias biogeográficas de la Madre Oriental y la Faja Volcánica Transversal, reconocidas por ser áreas de distribución de flora y fauna endémica (Contreras-Medina *et al.*, 2007; Escalante *et al.*, 2009). A pesar de presentar esta condición de biodiversidad, en el estado de Puebla no existe una evaluación sobre la efectividad en la representación de tipos de vegetación y especies en riesgo, ni tampoco la identificación de áreas prioritarias potenciales para la conservación. Este estudio tuvo como objetivo identificar las áreas prioritarias para la conservación que contribuyan a cumplir con las metas de conservación para cada tipo de vegetación y especies en riesgo distribuidas en el territorio del estado de Puebla, con el fin de aportar elementos para el diseño de una red de sitios eficientes y efectivos para la conservación.

## 2.4 Materiales y métodos

### 2.4.1 Selección de los elementos de conservación

Para realizar el filtro grueso se utilizó la cartografía de tipos de vegetación del mapa digital de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 (INEGI, 2010); se ubicaron 14 tipos de vegetación en buen estado y 14 perturbados (con vegetación secundaria). Para el filtro fino se utilizaron los modelos de distribución geográfica del nicho ecológico de 26 mamíferos, cinco aves y 15 reptiles (escala 1:1, 000,000,) publicados en la página oficial de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO, 2012). Para la selección de las 46 especies se utilizaron los siguientes criterios: a) su disponibilidad en la página oficial de CONABIO, b) que se encuentre en alguna categoría de riesgo en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) y c) la distribución potencial de la especie se encuentre dentro del estado de Puebla (Cuadro 1). En total se obtuvieron 74 elementos de conservación, 28 para el filtro grueso y 46 para el filtro fino.

Cuadro 1. Especies animales seleccionadas como elementos de conservación y sus categorías de riesgo nacional e internacional.

Elemento de conservación	Número de especies	Categoría de riesgo (NOM-059)						Endemismo			Lista roja IUCN			Comercio internacional CITES	
		E	P	A	Pr	Si	No	Cr	En	Vu	I	II			
Mamíferos	26	1	6	12	7	6	20	0	3	1	5	2			
Aves	5		5			3	2	0	2	1	2	0			
Reptiles	15			7	8	9	6	0	2	1	0	0			
Total	46	1	11	19	15	18	28	0	7	3	7	2			

Abreviaturas: E = Probablemente extinta en el medio silvestre, P = En peligro de extinción, A = Amenazada, Pr = Sujeta a protección especial, Cr = Altamente amenazada, En = Amenazada, Vu = Vulnerable, I = Apéndice I y II = Apéndice II

La información de los tipos de vegetación se obtuvo de la cartografía del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2010) escala 1: 250 000, la cual fue generada con criterios biológicos e imágenes de percepción remota con verificaciones de campo para su clasificación.

## 2.4.2 Metas de conservación

En la definición de las metas de conservación se utilizó el enfoque metodológico de Urquiza-Haas *et al.* (2009), basado en la importancia ecológica de la vegetación y categoría de riesgo de las especies animales. Lo anterior fue porque las metas de conservación del 10% y 12% (IUCN, 1993), utilizadas a menudo como umbral para evaluar la representatividad en ANP (Powell *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2001), son desestimadas por considerarse metas de conservación arbitrarias (Noss *et al.*, 1996; Soulé y Sanjayan, 1998; Tear *et al.*, 2005; Vimal *et al.*, 2011). Para las especies de mamíferos, aves y reptiles analizados las metas de conservación se definieron con base en su clasificación de riesgo nacional (NOM-059) e internacional (IUCN), presión por comercio internacional (CITES) y estado de endemismo (Cuadro 2a), asignando valores de ponderación para establecer una meta de conservación específica (Cuadros 2b, 2c). Para los tipos de vegetación primaria y secundaria presentes en el estado de Puebla se utilizaron las metas de conservación definidas por Urquiza-Haas *et al.* (2009), basadas en la importancia ecológica y superficie dentro del territorio nacional. Se expresan en términos de porcentaje de superficie, que van de 5% al 99%, otorgando metas de conservación mayores a la vegetación primaria (Cuadro 2c).

Cuadro 2a. Valores de ponderación para determinar la meta de conservación para las especies animales en riesgo.

<b>Categoría de riesgo NOM-059</b>	<b>Endemismo</b>	<b>Lista roja IUCN</b>	<b>Comercio internacional CITES</b>
E/P/A/Pr	Si/No	Cr/En/Vu/L	I/II
		c	
25/25/15/5	20/0	15/10/5/0	10/5

Cuadro 2b. Clasificación de los valores de meta de conservación, resultado de la sumatoria del Cuadro 1a por cada especie en riesgo (n=46).

Intervalo de sumatoria	Meta de conservación (% superficie)
70-53	40
52-35	30
34-17	10
<16	5

Cuadro 2c. Metas de conservación para los tipos de vegetación y especies en riesgo (elementos de conservación) utilizados para evaluar su representatividad en la red actual de ANP y la identificación de sitios prioritarios con el programa MARXAN.

Elemento de conservación	Metas de conservación (% superficie)								
	5%	10%	20%	30%	40%	60%	70%	90%	99%
Vegetación primaria	1		4		2		1		6
Vegetación secundaria		4		3		1		6	
Mamíferos	10	10		5	1				
Aves				3	2				
Reptiles	6	5		4					
Totales	17	19	4	15	5	1	1	6	6

### 2.4.3 Identificación de vacíos y omisiones en la red de Áreas Naturales Protegidas del estado de Puebla

para determinar que elementos de conservación (ecosistemas y especies) no cumplen con las metas de conservación en la actual red de ANP se realizó un análisis GAP. Los déficit de conservación se clasificaron como vacíos y omisiones de conservación. Los vacíos de conservación se definen como aquellos elementos de conservación presentes en el estado de Puebla sin representación en ANP. En las omisiones de conservación, se utilizó esta definición para los elementos de conservación presentes en ANP por debajo de su meta de conservación (Cuadro 2c). El análisis de la red actual de ANP se realizó con el programa *MARXAN*, utilizándose el algoritmo heurístico ávido (greedy, en inglés). Esta configuración se utiliza por ser la más rápida, al no incluir la selección de nuevas áreas.



#### 2.4.4 Modelo para la identificación de áreas prioritarias para la conservación

Para la selección de nuevas áreas para la conservación se utilizó el programa *MARXAN* (Game y Grantham, 2008), el cual ejecuta algoritmos heurísticos de optimización que minimizan una función objetivo para identificar conjuntos de áreas que cumplan con las metas cuantitativas de conservación. Esta herramienta utiliza, en primera instancia, el algoritmo templado simulado seguido del algoritmo de mejoramiento iterativo. Con ambos algoritmos se procesó la información de la distribución de los 17 tipos de vegetación y 46 especies, con sus respectivas restricciones definidas por el usuario, para identificar conjuntos de áreas potenciales para la conservación y seleccionar el conjunto más eficiente, en términos de costo y efectividad para la conservación.

#### 2.4.5 La función objetivo para la selección de áreas prioritarias

El programa *MARXAN* utiliza una función matemática objetivo que calcula el valor de un conjunto de unidades de planificación (UP) seleccionadas en una solución. A través de un proceso iterativo el programa busca minimizar la función objetivo, considerando los factores de penalidad por omisión de especies (SPF, por sus siglas en inglés), el modificador de frontera (BLM, por sus siglas en inglés) y el umbral de costo. El resultado es la selección de unidades de planificación con un costo mínimo, en términos de área, que cumplen las diferentes metas de conservación de los tipos de vegetación y especies.

La función objetivo a minimizar en *MARXAN* es:

$$\sum_{UP} Costo + BLM \sum_{UP} Longitud\ de\ Frontera + \sum_{\substack{Valor\ del \\ costo}} SPF * Penalidad + Umbral\ de\ costo (t)$$

El costo total y el umbral de costo son variables medidas en área (km<sup>2</sup>) y longitud de frontera (km). El factor de penalidad por omisión de especies se otorga cuando una especie no alcanza la meta de conservación. Este factor de penalidad se estableció en 1 000, un valor relativamente alto para garantizar que se cumplan las metas de la mayoría de los elementos de conservación. Para el umbral de costo generalmente se asigna una penalidad cuando excede el área pre-establecida. En este estudio se planteó un escenario sin restricción de costo, por lo tanto la penalidad del umbral no fue considerado. El valor del parámetro BLM se estableció realizando una calibración siguiendo el método de Watts *et al.* (2011) (anexo 1).

#### **2.4.6 Parámetros del algoritmo heurístico de optimización**

La configuración del algoritmo templado simulado se fijó en 1,000 ejecuciones. El proceso inicialmente genera de forma aleatoria una red de ANP. Posteriormente, se ejecuta el algoritmo de mejoramiento iterativo con 1,000,000 de iteraciones. Este algoritmo hace cambios aleatorios de forma iterativa, agregando o eliminando unidades de planificación, de forma tal que cada solución nueva es evaluada con la solución previa y sólo se mantiene la mejor de acuerdo a la minimización de la función objetivo. Este proceso continua de forma iterativa hasta encontrar una solución óptima o sub-óptima.

#### **2.4.7 Configuración del territorio de planificación**

El programa de selección de reservas *MARXAN* utiliza un identificador numérico para cada tipo de uso de suelo. A partir de esta clasificación selecciona las áreas que se consideran disponibles para la conservación. Con este fin, la superficie del estado de Puebla se clasificó en: a) áreas disponibles para la conservación, definidas como unidades de planificación hexagonales (UP), b) áreas con protección actual (ANP), y c) áreas perturbadas, donde se incluyen las zonas urbanas y agricultura de riego; además de las carreteras de dos carriles, con un buffer de 25 m, y carreteras de cuatro, cinco y seis carriles, con un buffer de 50 m (Figura 1).

La configuración de unidades de planificación de forma hexagonal dentro del territorio permite obtener un perímetro inferior a la proporción de área y un número mayor de bordes en cada unidad de planificación. En conjunto, con un valor óptimo de BLM, se tienen soluciones eficientes y menos fragmentadas para una red de sitios de conservación (Birch *et al.*, 2007; Nhancale y Smith, 2011). Por tal motivo se dividió el territorio del estado de Puebla en 3,489 unidades de planificación de forma hexagonal de 10 km<sup>2</sup>, lo que representa el 82.02% del territorio del estado. Este arreglo de las UP dentro del territorio, en conjunto con un valor óptimo de BLM, ayuda a obtener soluciones con un adecuado balance entre costo y longitud de frontera.

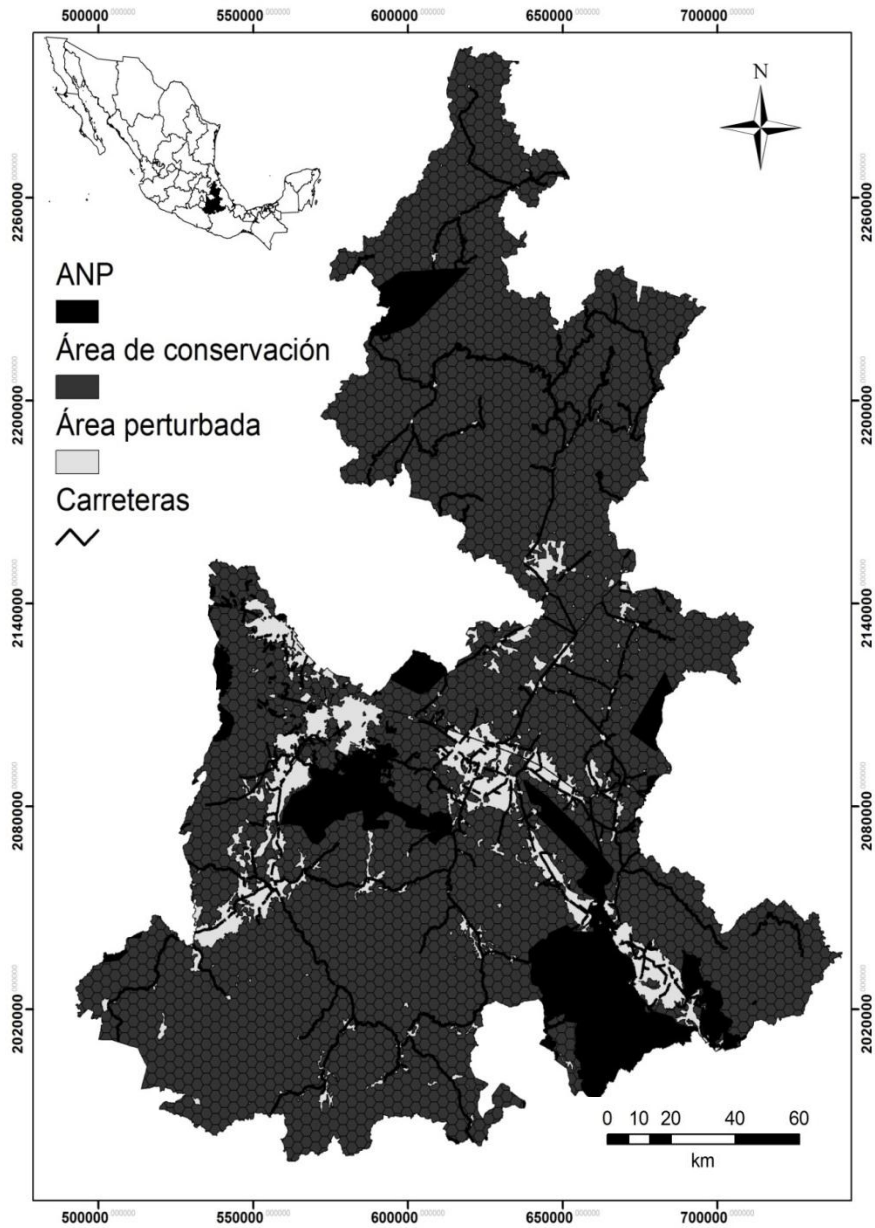


Figura 1. Configuración del estado de Puebla de acuerdo al tipo de uso de suelo para su ejecución en el programa MARXAN.

#### **2.4.8 Identificación y clasificación de áreas prioritarias para la conservación**

El algoritmo de optimización de *MARXAN*, a través de un proceso iterativo, eligen las unidades que contribuyen a obtener un diseño de reservas eficiente, es decir, que alcance las metas de conservación para cada elemento bajo las restricciones establecidas. Un valor relativamente alto de iteraciones contribuye a obtener un patrón espacial consistente de la frecuencia de selección de cada unidad de planificación, por lo que se utilizaron 1,000 ejecuciones. Como resultados se obtuvieron dos resultados. El primero se basa en la minimización de la función objetivo, con mayor eficiencia en términos de área y efectividad para las metas de conservación de cada elemento; y genera un mapa del conjunto de UP seleccionado, y el cual es un escenario potencial para la extensión y ubicación de áreas de conservación. El segundo resultado es la frecuencia de selección, donde se representa las veces que se seleccionó una unidad de planificación en el proceso de selección. La frecuencia de selección es utilizada en este escenario para el establecimiento de prioridades de cada UP para la conservación, y el conjunto muestra las áreas prioritarias para la conservación. Los valores de la frecuencia de selección oscilan entre un rango de uno a 1,000. Partiendo de este rango, en un orden ascendente, se realiza una clasificación de las UP en medio, alto y muy alto de acuerdo a su contribución en la conservación. Las UP seleccionadas, frecuentemente de valor alto, tienen mayor probabilidad de ser requeridas en una red de reservas eficientes, mientras que las de menor frecuencia tienen menos prioridad, ya que los elementos de conservación que contienen pueden encontrarse en otras UP.

En la selección de unidades de planeación (UP) para el diseño de reservas eficiente, se exploraron tres escenarios con diferente valor de BLM, debido a que una variación mínima en el valor de BLM implica modificaciones significativas en la función objetivo. Se obtienen agrupaciones de UP con patrones espaciales que difieren según el valor de BLM. Para encontrar el punto óptimo del valor de BLM, se utilizó el

programa “*Zonae Cogito*” (Watts *et al.*, 2011) en un rango de 25 valores entre cero y 100, utilizando los parámetros del algoritmo templado simulado fijado en 1,000 ejecuciones con 1,000,000 de iteraciones para cada una de las corridas. De acuerdo con Stewart y Possingham (2005) se determinó el valor apropiado de BLM en el punto donde se encuentre un balance entre la longitud de frontera y su área total. En el escenario A se utilizó un valor para el BLM de cero; el modelo no considera la conectividad en la función objetivo. En el escenario B se usó el valor de BLM calibrado de 12.5, obtenido con “*Zonae Cogito*”. En términos de eficiencia de área, el escenario con un BLM de 12.50 es el mejor por presentar un balance entre longitud de frontera y área total; no obstante presenta unidades de planificación aisladas que en conjunto forman una red de reservas fragmentado. En el escenario C se utilizó un BLM de 100, para explorar una mayor conectividad estructural de la red de ANP en comparación con los escenarios anteriores (A y B).

## **2.5. Resultados**

### **2.5.1 Representación de los elementos de conservación en el sistema actual de ANP**

El estado de Puebla tiene un área de 34,237 km<sup>2</sup>, de los cuales el 9.69% está cubierto por siete ANP de carácter federal y 12 estatales. En el análisis GAP de las 19 ANP se encontró que 13 de los 74 elementos de conservación incluidos en este estudio no están presentes en ningún ANP, es decir son vacíos de conservación. Por otra parte, a pesar de estar presentes 39 elementos de conservación en las ANP, basado en las metas de conservación establecidas para cada elemento, se consideran subrepresentados, y solamente 22 elementos de conservación cumplen con sus metas de conservación. Este resultado muestra que el actual sistema de ANP no es eficiente en la conservación; de los 74 elementos analizados el 70% tienen un déficit de conservación. Este déficit, correspondiente a los tipos de vegetación, mamíferos y reptiles es del 82%, 62% y 53%, respectivamente. El grupo de las aves tiene el mayor déficit debido a que ninguna alcanza sus metas de conservación (Cuadro 3).

Cuadro 3. Estatus de los elementos de conservación en el actual sistema de ANP y la solución de *MARXAN* para cubrir sus metas de conservación.

Elemento de conservación	Meta de conservación		Sistema actual de ANP			Solución de <i>MARXAN</i> <sup>1</sup>		
	(%)	(km <sup>2</sup> )	Frecuencia en ANP (km <sup>2</sup> ) <sup>2</sup>	Meta alcanzada (n) <sup>3</sup>	Meta alcanzada (%) <sup>4</sup>	Análisis Gap estatus <sup>5</sup>	Área conservada (km <sup>2</sup> )	Meta alcanzada (%)
<b>Vegetación primaria</b>								
Selva alta perennifolia	99	12.02	0.00	0	0.00	v	12.15	>100
Pradera de alta montaña	99	51.29	51.81	3	≥100	r	51.81	>100
Matorral crasicaule	99	858.32	526.97	1	61.40	o	858.41	100
Bosque de oyamel	99	153.71	15.53	3	10.11	o	153.77	100
Bosque de táscate	99	56.38	8.71	1	15.44	o	56.57	100
Bosque mesófilo de montaña	99	349.56	7.88	1	2.25	o	349.58	100
Pastizal halófilo	70	155.48	0.00	0	0.00	v	157	>100
Bosque de encino-pino	40	44.08	3.38	3	7.66	o	47.62	>100
Bosque de mezquite	40	7.23	11.15	1	≥100	r	11.15	>100
Selva baja caducifolia	20	252.83	226.84	4	89.72	o	376.7	>100
Bosque de encino	20	22.04	3.38	3	15.32	o	47.62	>100
Bosque de pino encino	20	184.73	29.68	4	16.07	o	293.6	>100
Bosque de pino	20	276.34	187.65	4	67.91	o	640.1	>100
Matorral desértico	5	67.53	387.10	2	≥100	r	864.3	>100
rosetófilo								
<b>Vegetación secundaria</b>								
Selva mediana subcaducifolia	90	0.03	0.00	0	0.00	v	0.03	>100
Selva baja espinosa caducifolia	90	0.73	0.00	0	0.00	v	0.74	>100
Chaparral	90	360.01	107.08	1	29.74	o	360.50	100
Bosque de táscate	90	93.38	39.52	2	42.32	o	94.25	>100
Bosque de oyamel	90	30.30	0.00	0	0.00	v	30.31	100
Bosque mesófilo de montaña	90	619.55	57.12	1	9.22	o	619.80	100
Matorral crasicaule	60	13.69	0.00	0	0.00	v	14.18	>100
Selva alta perennifolia	30	157.50	0.00	0	0.00	v	161.90	>100
Bosque de mezquite	30	2.31	6.89	1	≥100	r	7.21	>100
Bosque de encino-pino	30	27.95	6.90	3	24.69	o	28.78	>100
Selva baja caducifolia	10	465.48	216.68	3	46.55	o	540.50	>100
Bosque de pino encino	10	38.05	3.32	5	8.73	o	104.80	>100
Bosque de pino	10	48.49	17.92	4	36.95	o	120.60	>100
Bosque de encino	10	112.67	318.86	6	≥100	r	459.70	>100
<b>Mamíferos</b>								
<i>Romerolagus diazi</i>	40	74.01	97.65	1	≥100	r	177.80	>100
<i>Panthera onca (jaguar)</i>	30	1278.80	61.90	1	4.84	o	1492.00	>100
<i>Megasorex gigas</i>	30	45.45	0.00	0	0.00	v	0.00	0
<i>Leopardus wiedii</i>	30	1913.35	984.20	3	51.44	o	3643	>100
<i>Leopardus pardalis</i>	30	1368.45	93.73	1	6.85	o	1737	>100
<i>Ateles geoffroyi</i>	30	2072.86	432.10	2	20.85	o	3155	>100
<i>Sciurus oculatus</i>	10	183.19	118.70	2	64.79	o	556.7	>100
<i>Leptonycteris nivalis</i>	10	2687.47	2766.49	17	≥100	r	7842	>100
<i>Puma yagouaroundi</i>	10	497.81	193.43	2	38.86	o	2111	>100
<i>Tamandua mexicana</i>	10	1312.02	1533.26	7	116.86	r	5395	>100
<i>Microtus quasiater</i>	10	651.27	324.22	3	49.78	o	2903	>100
<i>Lontra longicaudis</i>	10	2121.30	1499.99	14	70.71	o	6229	>100
<i>Canis familiaris lupus</i>	10	1840.34	2032.12	15	≥100	r	5168	>100
<i>Leptonycteris curasoae</i>	10	3104.06	3206.62	18	≥100	r	10388	>100
<i>Dipodomys phillipsii</i>	10	2559.05	2812.03	17	≥100	r	8302	>100
<i>Cryptotis mexicana</i>	10	2470.59	2668.80	18	≥100	r	9499	>100
<i>Trachops cirrhosus</i>	5	14.68	0.00	0	0.00	v	221.8	>100
<i>Reithrodontomys microdon</i>	5	36.23	15.16	2	41.83	o	121.9	>100
<i>Potos flavus</i>	5	292.57	287.36	3	98.22	o	2709	>100
<i>Mimon cozumelae</i>	5	5.32	0.00	0	0.00	v	58.81	>100
<i>Glaucomys volans</i>	5	365.82	735.58	16	≥100	r	1885	>100
<i>Enchisthenes hartii</i>	5	179.36	19.83	1	11.05	o	916.6	>100
<i>Coendou mexicanus</i>	5	253.29	246.82	2	97.45	o	2427	>100
<i>Chrotopterus auritus</i>	5	13.95	15.28	1	≥100	r	230.5	>100



Cuadro 3. Continuación....

Elemento de conservación	Meta de conservación		Sistema actual de ANP			Solución de MARXAN <sup>1</sup>		
			Frecuencia en ANP		Meta alcanzada	Análisis Gap estatus <sup>5</sup>	Área conservada	Meta alcanzada
	(%)	(km <sup>2</sup> )	(km <sup>2</sup> ) <sup>2</sup>	(n) <sup>3</sup>	(%) <sup>4</sup>		(km <sup>2</sup> )	(%)
<i>Choeronycteris mexicana</i>	5	1267.60	2749.91	16	≥100	r	7669	>100
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	5	1.13	0.00	0	0.00	v	16.47	>100
<b>Aves</b>								
<i>Xenospiza baileyi</i>	40	12.86	0.90	1	7.00	o	14.89	>100
<i>Spizella wortheni</i>	40	2211.99	788.38	9	35.64	o	2212	100
<i>Colinus virginianus ridgwayi</i>	30	4100.43	1004.79	15	24.50	o	4101	100
<i>Ara militaris</i>	30	231.28	69.67	1	30.12	o	511.8	>100
<i>Ara macao</i>	30	440.70	38.44	2	8.72	o	502	>100
<b>Reptiles</b>								
<i>Pituophis deppei</i>	30	5441.96	2637.19	16	48.46	o	7244	>100
<i>Crotalus ravus</i>	30	5637.83	2702.58	17	47.94	o	7410	>100
<i>Crotalus intermedius</i>	30	5560.94	2479.54	17	44.59	o	7101	>100
<i>Abronia graminea</i>	30	1684.14	567.89	3	33.72	o	1921	>100
<i>Thamnophis chrysocephalus</i>	10	33.49	41.14	1	≥100	r	257.4	>100
<i>Ophryacus undulatus</i>	10	24.72	27.63	1	≥100	r	220.9	>100
<i>Ophryacus melanurus</i>	10	1.21	9.16	1	≥100	r	12.14	>100
<i>Micrurus laticollaris</i>	10	350.44	250.63	3	71.52	o	702.9	>100
<i>Barisia imbricata</i>	10	1524.63	1512.75	10	99.22	o	5411	>100
<i>Kinosternon scorpioides</i>	5	112.24	113.15	3	≥100	r	926.5	>100
<i>Kinosternon leucostomum</i>	5	7.56	0.00	0	0.00	v	132.8	>100
<i>Lampropeltis triangulum</i>	5	1223.57	2694.72	13	≥100	r	8144	>100
<i>Iguana iguana</i>	5	16.69	56.08	1	≥100	r	292	>100
<i>Crotalus scutulatus</i>	5	588.14	1711.57	15	≥100	r	4466	>100
<i>Coluber constrictor</i>	5	107.32	0.00	0	0.00	v	530.5	>100

Notas: <sup>1</sup> Solución de MARXAN con un valor de BLM de 100, <sup>2</sup> área del elemento de conservación presente en ANP, <sup>3</sup> Número de ANP en la que está presente, <sup>4</sup> porcentaje de la meta de conservación alcanzada, <sup>5</sup> estatus de conservación en ANP; v = vacío, o = omisión y r = representado. ≥100 valor que supera la meta de conservación propuesta.

Cinco tipos de vegetación (pradera de alta montaña, bosque de mesquite sin perturbación, bosque de mezquite con vegetación secundaria, matorral desértico rosetófilo y bosque de encino con vegetación secundaria) cumplen con las metas de conservación. La vegetación con metas de conservación entre 60-90% son las de menor presencia en ANP (Figura 2), de las cuales la selva alta perennifolia y el bosque mesófilo son ecosistemas con grave déficit de conservación a nivel nacional (CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF-UANL, 2007).

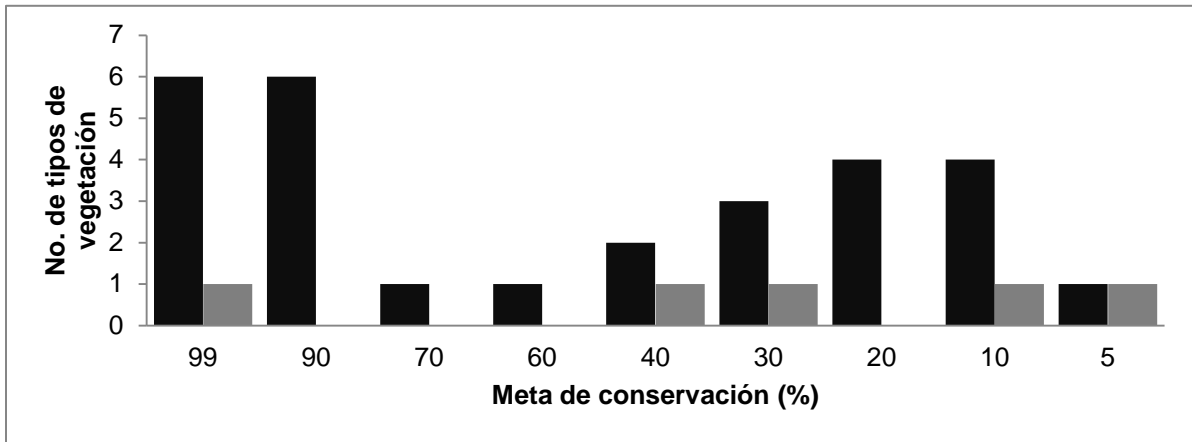


Figura 2. Vegetación natural del estado de Puebla (barras negras) y su presencia en ANP con su meta de conservación (barras grises).

De las 46 especies animales en categoría de riesgo, el 36% (6 endémicas, 5 en la lista roja de IUCN y 1 en la listad de CITES) cumplió con las metas de conservación (Figura 3).

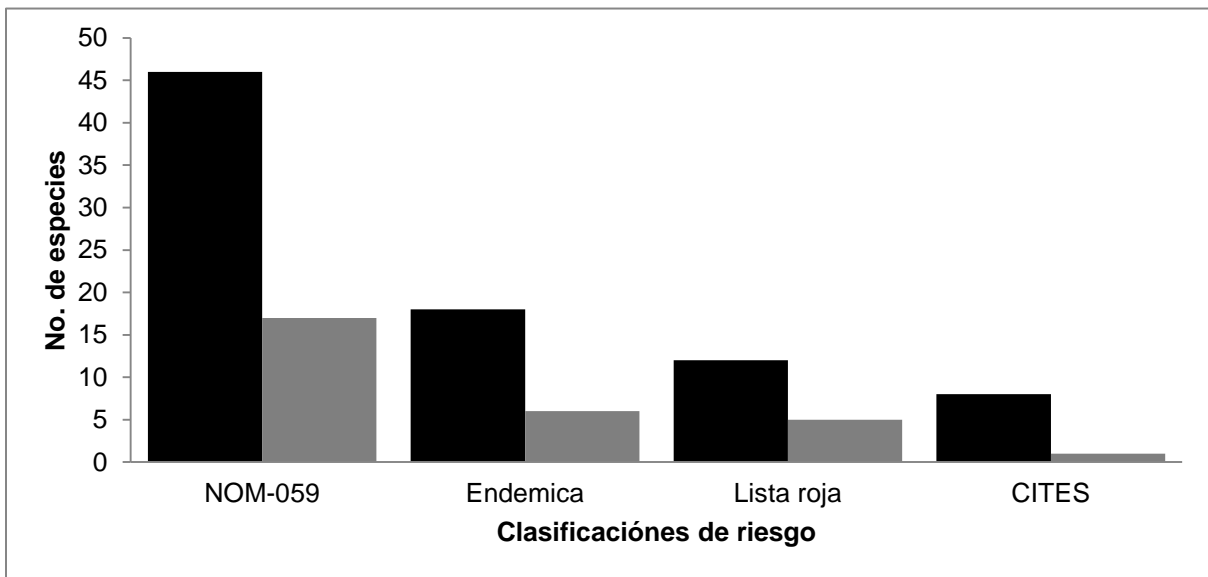


Figura 3. Clasificación de las 46 especies animales con distribución potencial en Puebla (barras negras) y su meta de conservación lograda en ANP (barras grises).

## 2.5.2 Identificación de las áreas prioritarias para la conservación

El área total identificada como prioritaria para la conservación es de 25,808.06 km<sup>2</sup>, el 65.69% del estado. El 66.97% del área identificada es de prioridad media, 14.32% de prioridad alta y 18.72% muy alta (Figura 4).

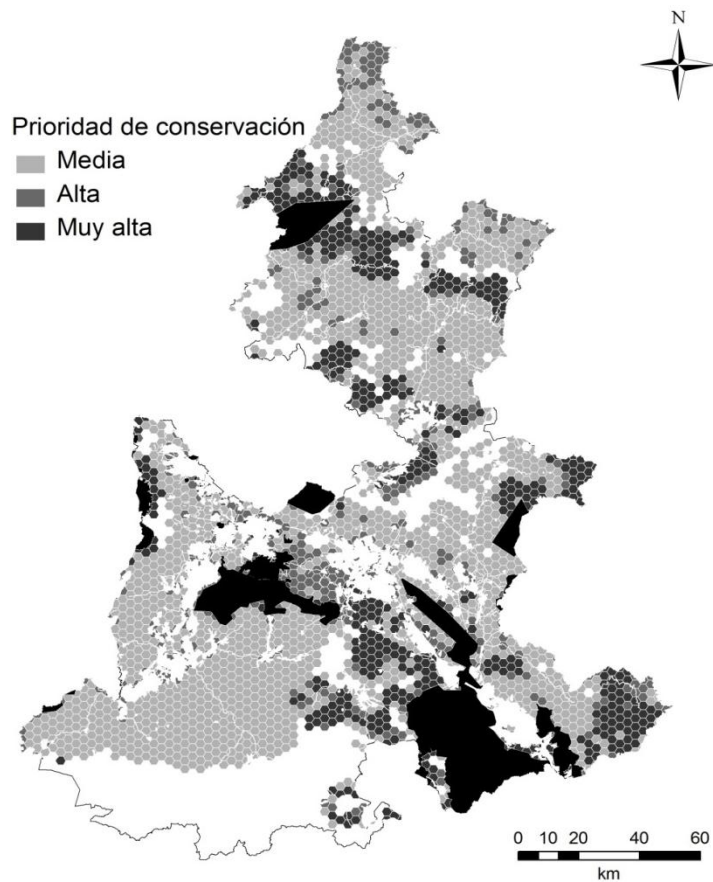


Figura 4. Clasificación de las unidades de planeación de acuerdo a su contribución en la conservación.

En el escenario A con un BLM de cero se obtuvo un valor de longitud de frontera de 8,535.87 km, lo que genera UP fragmentadas. En los escenarios B y C disminuyó la longitud de frontera para ambos (Figura 6). En el escenario B, se encontró un balance óptimo entre área total y longitud de frontera. En términos de eficiencia de área este escenario es el mejor por presentar un balance entre longitud de frontera y área total; no obstante, presenta unidades de planificación aisladas que en conjunto forman una red de reservas fragmentado. En el escenario C se obtuvo una cobertura de 8,104 km<sup>2</sup> adicional al de las ANP existentes, y en conjunto se logra una protección del 33.36% de la superficie estatal. Este escenario es el de mayor conectividad estructural de la red de ANP en comparación con los escenarios A y B. Con respecto al escenario B, se tuvo una disminución de la longitud de frontera de 2,256.29 km y un aumento en el área total de 912.11 km<sup>2</sup>, lo que representa un incremento en el costo final de la red de ANP. En los tres escenarios se alcanzaron las metas para todos los elementos de conservación, a excepción de *Megasorex gigas* (Cuadro 3).

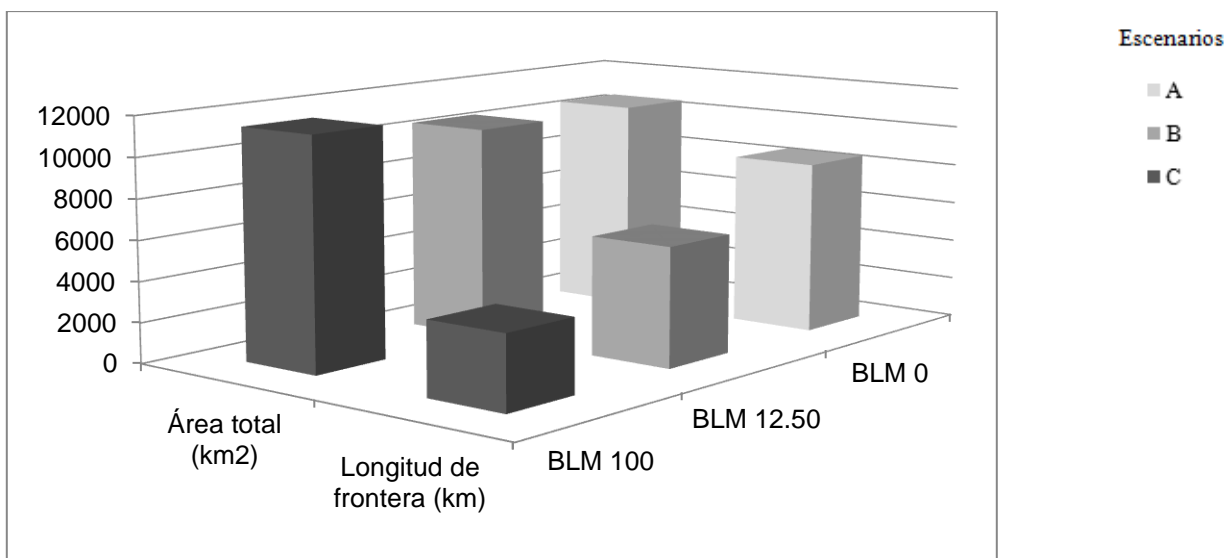


Figura 5. Comparación del área total y longitud de frontera en tres escenarios con diferentes valores de BLM\*.

\* El porcentaje de superficie estatal seleccionado para cada escenario es de: A 30.89%, B 30.70% y C 33.36%.

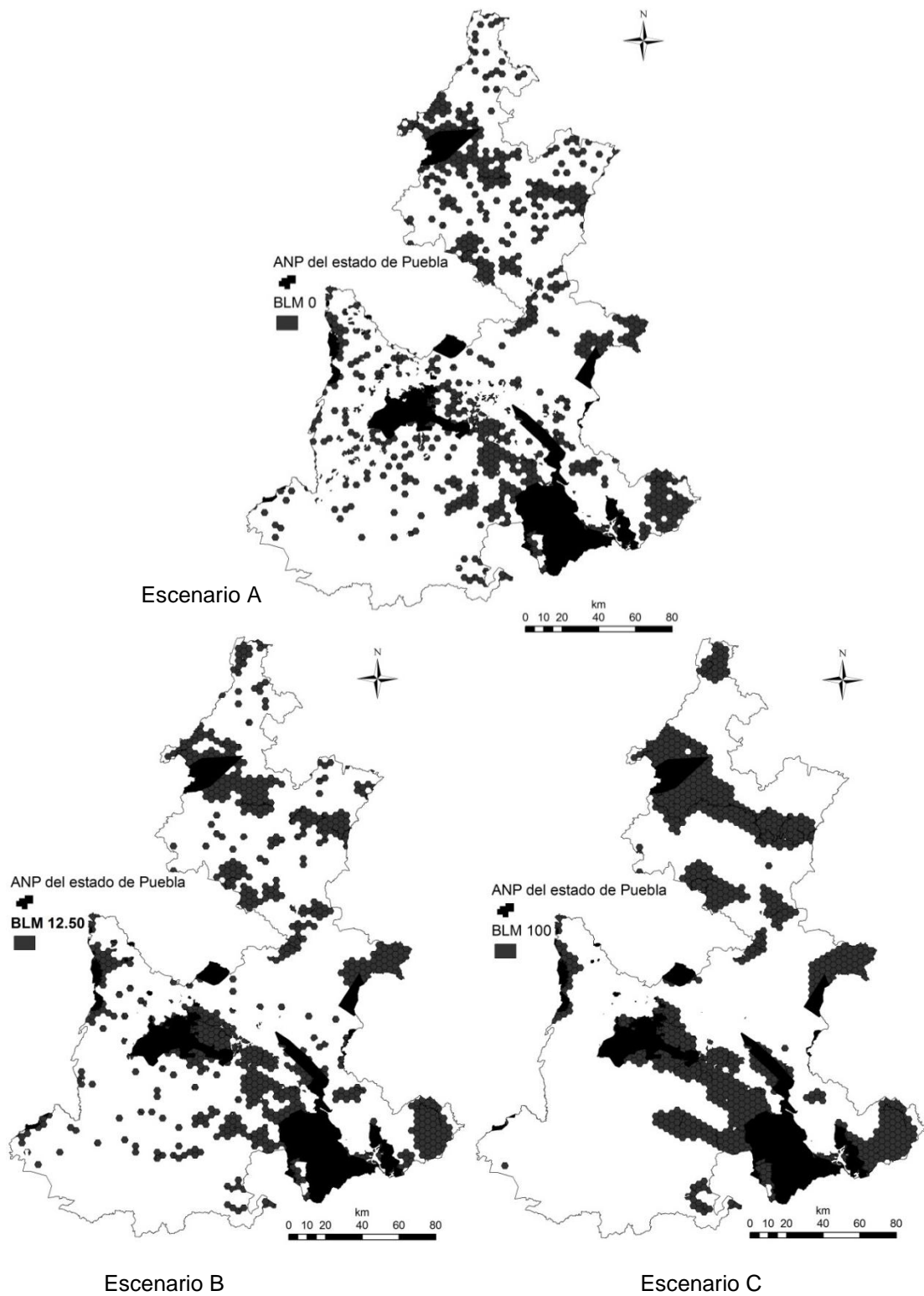


Figura 6. Escenario A con un valor de BLM 0, muestra un patrón de agrupamiento menor con

respecto a los escenarios B y C con valor de BLM de 12.50 y 100 respectivamente. Se observa un patrón de agrupamiento mayor en el escenario C.

## 2.6 Discusión

La presencia de vacíos y omisiones de conservación en el sistema actual de ANP del estado de Puebla tiene una tendencia similar a la reportada para otros estados del país. En México, las evaluaciones de representatividad en ANP indican que muchas de éstas no son efectivas en la representación de la vegetación (Cantú *et al.*, 2003; Rentería *et al.*, 2010; Chapa-Vargas y Monzalvo-Santos, 2012), mamíferos (Fuller *et al.*, 2007) y reptiles (Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010). Esto se atribuye a que el establecimiento de ANP tiene un sesgo hacia zonas montañosas, de baja productividad agrícola, no aptas para el desarrollo urbano y sitios que no contribuyen a la conservación de la biodiversidad (Scott *et al.*, 2001; Cantú *et al.*, 2004; Jenkins y Joppa, 2009). Este resultado sugiere que las ANP del estado de Puebla se han establecido con criterios *Ad hoc* (Pressey, 1994), y no utilizando métodos de diseño de áreas de conservación eficientes, los cuales son poco utilizados por los planeadores de la conservación (Scott *et al.*, 1993; Prendergast *et al.*, 1999).

Para disminuir el déficit de conservación para los tipos de vegetación y especies en riesgo del estado de Puebla se considera que el escenario “C” es el más apropiado. A pesar de ser el más costoso, ya que la superficie de ANP actual debe incrementarse en un 23.67%, favorecería las dinámicas ecológicas entre hábitats, porque presenta una mayor conectividad estructural en su diseño; lo que contribuye a disminuir los efectos borde y de desplazamiento derivados de la fragmentación (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995). Además, al mantener una conexión entre ANP a través del paisaje, propicia la movilidad de plantas y animales lo cual es favorable para persistencia de poblaciones (Collinge, 1996; Brooks, 2003). En este escenario se logran las metas de conservación para el 99% de los elementos de conservación. Para *Megasorex gigas* no fue posible alcanzar su meta de conservación en ningún escenario, debido a que el modelo de selección no identificó unidades de planeación

relevantes para la conservación en la zona sur del estado, lugar donde se distribuye la especie. Es probable que al ingresar en *MARXAN* los datos de distribución potencial de más especies para la zona sur del estado se identifiquen áreas prioritarias diferentes; sin embargo, los datos disponibles para esta zona son escasos.

En estudios previos se ha sugerido el aumento de las áreas de conservación en Puebla. Sánchez-Cordero *et al.* (2005) utilizaron un algoritmo basado en los principios de rareza y complementariedad, con el cual ubicaron en la zona central del estado de Puebla áreas prioritarias de conservación y corredores biológicos trazados de este a oeste en la zona. Además, enfatizan en la alta biodiversidad de la región por pertenecer al Eje Neovolcánico. Ceballos (2007), en su estudio destaca la importancia de implementar ANP para la conservación de mamíferos endémicos en la zona oriental del estado de Puebla. Otros estudios de escala regional han propuesto el establecimiento de áreas de conservación en Puebla y estados colindantes. En los estados vecinos de Veracruz y Oaxaca se identificaron áreas de conservación adicionales a las existentes de aproximadamente el 30% de la superficie en cada estado (CONABIO, 2009). Para el sureste de México se identificaron 26 áreas principales para la conservación de la herpetofauna, de las cuales el 12% se localizan en el estado de Puebla (Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010). Otra propuesta de conservación en Puebla son los corredores biológicos, diseñados con base a la distribución potencial de *Panthera onca* como especie sombrilla, donde el estado de Puebla es el punto estratégico para la conectividad ecológica entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra del Norte de Oaxaca-Mixe (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Rodríguez-Soto *et al.*, 2013).

Las áreas prioritarias para la conservación identificadas en este estudio pueden ser opciones viables para el establecimiento y extensión del sistema de ANP. A pesar de que en términos financieros, técnicos y logísticos el establecimiento de ANP es caro (Rentería *et al.*, 2010), en México existen otros instrumentos de conservación de la política ambiental alternativos a las ANP, los cuales pueden favorecer a la

conservación y conectividad de estas áreas. Por ejemplo, las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) (Cantú *et al.*, 2011) y el pago por servicios ambientales (PSA) (Scullion *et al.*, 2011), basados en la valoración económica que fomentan la conservación. Otros esquemas de conservación son el manejo forestal comunitario, en el marco de la política de reducción de emisiones de la deforestación y degradación forestal (*REDD plus*, por sus siglas en inglés) (Bray, 2013) y las áreas de conservación comunitarias (Martin *et al.*, 2011). Su implementación rompe con los esquemas de las políticas *top-down* en el establecimiento de ANP (Pretty y Smith, 2004; Fraser *et al.*, 2006), al depender del consenso y participación de las poblaciones locales, lo cual a menudo es determinante en el éxito o fracaso de los proyectos de conservación (Mascia *et al.*, 2003). Sin embargo, en la política ambiental internacional aun no es claro el papel de los esquemas de conservación alternativos; en tanto, las metas de conservación para el 2020 están planteadas en la extensión de los sistemas de ANP para cubrir el 17% de la superficie terrestre (CBD, 2012).



## 2.7 Conclusión

El sistema de ANP estatales y federales del estado de Puebla cubre solamente el 9.7% del territorio del estado y no es suficiente para la protección de los elementos de conservación para 23 tipos de vegetación y 29 especies en riesgo. Para cubrir el déficit de conservación en el estado, requiere de un área de conservación de 8,104 km<sup>2</sup> adicional al sistema de ANP actual, con lo que se cubrirían las metas de conservación definida para cada elemento de conservación, el 100% para los tipos de vegetación y el 99% de las especies en riesgo. Debido a que la superficie requerida para cumplir con las metas de conservación en el estado de Puebla implica costos altos, debe explorarse estrategias alternativas de conservación como las UMAs, el pago por servicios ambientales, el manejo forestal comunitario y las áreas de conservación comunitarias.

## 2.8 Literatura citada

- Barzetti, V. 1993. Parks and progress: Protected areas and economic development in Latin America and the Caribbean. World Conservation Union (IUCN). Cambridge, United Kingdom. 240 p.
- Bertzky, B., C. Corrigan, J. Kemsey, S. Kenney, C. Ravillious, C. Besançon, and N. Burgess. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Birch, C. P. D., S. P. Oom, and J. A. Beecham. 2007. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling* 206: 347-359.
- Bray, D. 2013. From Mexico, Global Lessons for Forest Governance. *Solutions* 4.

- Brooks, C. P. 2003. A scalar analysis of landscape connectivity. *Oikos* 102: 433-439.
- Brooks, T. M., M. I. Bakarr, T. Boucher, G. A. B. d. Fonseca, C. Hilton-Taylor, J. M. Hoekstra, T. Moritz, S. Olivieri, J. Parrish, R. I. Pressey, A. S. L. Rodrigues, W. Sechrest, A. Stattersfield, W. Strahm, and S. N. Stuart. 2004. Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough? *Bioscience* 54: 1081-1091.
- Cantú, A. C., F. González S., P. Koleff O., J. Uvalle S., J. G. Marmolejo M., J. G. Hernández., L. Rentería A., J. Delgadillo V., C. Resendiz I., and E. O. H. 2011. El papel de las Unidades de Manejo Ambiental en la conservación de los tipos de vegetación de Coahuila. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2. pp: 113-124.
- Cantú, C., R. Gerald Wright, J. Michael Scott, and E. Strand. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* 115: 411-417.
- Cantú, C., R. G. Wright, J. M. Scott, and E. Strand. 2003. Conservation assessment of current and proposed nature reserves of Tamaulipas State, México. *Natural Areas Journal* 23: 220-228.
- CBD. Convention on Biological Diversity. 2012. Aichi Biodiversity Targets. "Published on the Internet:" <http://www.cbd.int/sp/targets/>. (Consulta mayo 2013).
- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse México: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17: 569-578.

- Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF-UANL. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación en México. 127 p.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2009. Ampliación del Corredor Biológico Mesoamericano. Informe técnico interno. México, D.F.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2012. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. (Consulta: octubre del 2013).
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2013. Cobertura de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México. <http://sig.conanp.gob.mx/website/anpsig/viewer.htm>. (Consulta marzo 2013).
- Contreras-Medina, R., I. Luna Vega, and J. J. Morrone. 2007. Application of parsimony analysis of endemicity to Mexican gymnosperm distributions: grid-cells, biogeographical provinces and track analysis. *Biological Journal of the Linnean Society* 92: 405-417.
- Chapa-Vargas, L., and K. Monzalvo-Santos. 2012. Natural protected areas of San Luis Potosí, Mexico: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographical Information Science* 26: 1625-1641.

- Dudley, N. 2008. Guidelines for applying protected area management categories. IUCN. Gland, Switzerland. 96 p.
- Dudley, N., and J. Parish. 2006. Closing the Gap. Creating Ecologically Representative Protected Area Systems: A Guide to Conducting the Gap Assessments of Protected Area Systems for the Convention on Biological Diversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal. 108 p.
- Escalante, T., C. Szumik, and J. J. Morrone. 2009. Areas of endemism of Mexican mammals: reanalysis applying the optimality criterion. *Biological Journal of the Linnean Society* 98: 468-478.
- Figueroa, F., and V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17: 3223-3240.
- Fraser, E. D. G., A. J. Dougill, W. E. Mabee, M. Reed, and P. McAlpine. 2006. Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78: 114-127.
- Fuller, T., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, and S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134: 593-600.
- Game, E. T., and H. S. Grantham. 2008. Marxan User Manual: For Marxan version 1.8. 10. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and

Pacific Marine Analysis and Research Association, . Vancouver, Canada. 138 p.

Green, M. J. B., and J. Paine. 1997. State of the World's Protected Areas at the End of the Twentieth Century *In: World Conservation Monitoring C.s* (ed.). IUCN World Commission on Protected Areas Symposium on Protected Areas in the 21st Century: From Islands to Networks. Cambridge, United Kingdom. 35 p.

Hunter, M. L. 2005. A Mesofilter Conservation Strategy to Complement Fine and Coarse Filters. *Conservation Biology* 19: 1025-1029.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía Aguascalientes, Ags., México.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. 1993. Parks for life: report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas. *In: McNeeley J. A.s* (ed.). Parks for life: report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas, 10-21 February 1992.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. 2010. The beginning of the global conservation movement. <http://www.iucn.org/about/work/programmes/forest/?5731/The-beginning-of-the-global-conservation-movement>. (Consulta mayo 2013).

IUCN. International Union for Conservation of Nature. 2012. World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC). The World Database on Protected Areas (WDPA). IUCN-UNEP. <http://www.wdpa.org/Statistics.aspx>. (Consulta abril 2013).

- Jenkins, C. N., and L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142: 2166-2174.
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5-20.
- Justus, J., and S. Sarkar. 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history. Springer India, in co-publication with Indian Academy of Sciences. pp: 421-435.
- Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Martin, G. J., C. I. C. Benavides, C. A. D. C. García, S. A. Fonseca, F. C. Mendoza, and M. A. G. Ortíz. 2011. Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Management of Environmental Quality: An International Journal* 22: 250-266.
- Mascia, M. B., J. P. Brosius, T. A. Dobson, B. C. Forbes, L. Horowitz, M. A. McKean, and N. J. Turner. 2003. Conservation and the Social Sciences. *Conservation Biology* 17: 649-650.
- McNeely, J. A., J. Harrison, P. R. Dingwall, and P. Dingwall. 1994. Introduction: protected areas in the modern world. *Protecting nature: regional reviews of protected areas*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp: 1-28.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58-62.

- Nhancale, B., and R. Smith. 2011. The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodiversity and Conservation* 20: 1821-1835.
- Noss, R. F., H. B. Quigley, M. G. Hornocker, T. Merrill, and P. C. Paquet. 1996. Conservation Biology and Carnivore Conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Powell, G. V. N., J. Barborak, and M. Rodriguez S. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, and J. H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492.
- Pressey, R. L. 1994. Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? *Conservation Biology* 8: 662-668.
- Pressey, R. L., and S. L. Tully. 1994. The cost of ad hoc reservation: A case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 19: 375-384.
- Pressey, R. L., G. L. Wish, T. W. Barrett, and M. E. Watts. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation* 106: 57-69.
- Pretty, J., and D. Smith. 2004. Social Capital in Biodiversity Conservation and Management. *Conservation Biology* 18: 631-638.

- Rentería, A. L., C. Ayala C., E. Castellón E., M. Moncivais J., and G. S. Fernando. 2010. Representatividad de los tipos de vegetación en las Áreas Naturales Protegidas de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2.
- Rodrigues, A. S. L., and T. M. Brooks. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annu.Rev.Ecol.Evol.Syst.* 38: 713-737.
- Rodríguez-Soto, C., O. Monroy-Vilchis, L. Maiorano, L. Boitani, J. C. Faller, M. Á. Briones, R. Núñez, O. Rosas-Rosas, G. Ceballos, and A. Falcucci. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17: 350-361.
- Rodríguez-Soto, C., O. Monroy-Vilchis, and M. M. Zarco-González. 2013. Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *Journal for Nature Conservation*.
- Rondinini, C., and F. Chiozza. 2010. Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning. *Biological Conservation* 143: 1646-1653.
- Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Munguial, and S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity content using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2.
- Sarkar, S. 2012. Complementarity and the selection of nature reserves: algorithms and the origins of conservation planning, 1980–1995. Springer Berlin / Heidelberg. pp: 397-426.



- Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson, and M. Mayfield. 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conservation Biology* 19: 815-825.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards, Jr., J. Ulliman, and R. G. Wright. 1993. Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs*: 3-41.
- Scott, J. M., F. W. Davis, R. G. McGhie, R. G. Wright, C. Groves, and J. Estes. 2001. NATURE RESERVES: DO THEY CAPTURE THE FULL RANGE OF AMERICA'S BIOLOGICAL DIVERSITY? *Ecological Applications* 11: 999-1007.
- Scullion, J., C. W. Thomas, K. A. Vogt, O. Pérez-Maqueo, and M. G. Logsdon. 2011. Evaluating the environmental impact of payments for ecosystem services in Coatepec (Mexico) using remote sensing and on-site interviews. *Environmental Conservation* 38: 426-434.
- Smith, R. J., P. S. Goodman, and W. S. Matthews. 2006. Systematic conservation planning: a review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland, South Africa. *Oryx* 40: 400-410.
- Soulé, M. E., and M. A. Sanjayan. 1998. ECOLOGY: Conservation Targets: Do They Help? *Science* 279: 2060-2061.
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scott, and G. Wilhere. 2005.

How Much Is Enough? The Recurrent Problem of Setting Measurable Objectives in Conservation. *BioScience* 55: 835-849.

Urbina-Cardona, J. N., and O. Flores-Villela. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology* 24: 1031-1041.

Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A. Lira-Noriega, and J. Alarcón. 2009. Methodological approach to identify Mexico's terrestrial priority sites for conservation. *The Gap Analysis Program... in Brief* 61: 61.

Vimal, R., A. L. Rodrigues, R. Mathevet, and J. Thompson. 2011. The sensitivity of gap analysis to conservation targets. *Biodiversity and Conservation* 20: 531-543.

Watts, M., R. Steward, D. Segan, and L. Kircher. 2011. Using the *Zonae Cogito* Decision Support System. 1.74 ed. The Ecology Centre, University of Queensland. pp: 35.

## CONCLUSIONES GENERALES

El estudio de filtro grueso sobre representatividad ecológica de las ANP del estado de Puebla con respecto a los tipos de vegetación indicó que el 15% de la cobertura vegetal presente en el estado de Puebla está distribuida en el sistema de ANP. Sin embargo, el estudio mostró que aún existen cinco tipos de vegetación ausentes y ocho por debajo de un nivel de representatividad ecológica en el sistema de ANP. El sistema de ANP del estado de Puebla aún no es efectivo con respecto al objetivo de representatividad ecológica del 12% para los tipos de vegetación. En el estudio de filtro fino, basado en especies en categorías de riesgo, que el sistema de ANP estatales y federales del estado de Puebla cubre solamente el 9.7% del territorio del estado y es deficiente en la protección de los elementos de conservación para 23 tipos de vegetación y 29 especies en riesgo.

A partir del análisis de diferentes escenarios con el algoritmo MARXAN, se encontró que para cubrir el déficit de conservación en el estado de Puebla se requiere de 8,104 km<sup>2</sup> adicionales al sistema de ANP actual. Esto representa un incremento del 23.67% de la superficie decretada como ANP. Debido a que el establecimiento y manejo de las ANP requieren costos altos, deben explorarse estrategias alternativas de conservación como las UMAs, el pago por servicios ambientales, el manejo forestal comunitario y las áreas de conservación comunitarias. Una estrategia de manejo integrada debe considerar la combinación de las opciones de conservación mencionadas.

## ANEXO. CALIBRACIÓN DEL MODIFICADOR DE LA LONGITUD DE FRONTERA (BLM)

La conectividad ecológica es un aspecto fundamental en el diseño de Áreas Naturales Protegidas que se deriva de la teoría de biogeografía de islas. Esta teoría plantea que en una red de reservas fragmentado y sin una conectividad ecológica, existe una mayor probabilidad de extinción de especies, debido a que la reducción del área total de hábitat disponible, el tiempo de aislamiento en parches, la distancia entre parches adyacentes y el grado de conectividad, son factores que afectan un sistema fragmentado y tienen consecuencias importantes sobre la pérdida de la biodiversidad (Soulé *et al.*, 1992; Laurance, 2000; Henle *et al.*, 2004).

El programa *MARXAN* incluye aspectos de la conectividad estructural a través del modificador de la longitud de frontera ("*boundary length modifier*", en inglés), incluido en la función objetivo. Este parámetro se define previo a una ejecución del programa, y a medida que incrementa, hace énfasis en mantener agrupado los conjuntos de unidades de planificación seleccionados, de esta forma garantiza la conectividad estructural en el paisaje. Esto ocurre porque el valor del BLM es multiplicado por la longitud de frontera total de las UP seleccionadas y es sumado al resultado final de la función objetivo. Por lo tanto, en un diseño de reservas fragmentado se tendrá una mayor longitud de frontera e incrementará el valor final de la función objetivo. Tomando en cuenta este multiplicador (BLM), el algoritmo de optimización buscará minimizar el costo total de la función objetivo, es decir que, con el incremento en el valor de BLM se agrupará en mayor medida a las unidades de planificación (UP) para obtener una longitud de frontera menor y así disminuir el costo final de una red de reservas.

La importancia de calibrar el valor de BLM para encontrar un punto óptimo, radica en que una variación mínima en el valor de BLM implica modificaciones significativas en la función objetivo, por tanto se obtienen agrupaciones de UP con patrones espaciales que difieren según el valor de BLM.

Para encontrar el punto óptimo (calibración) del valor del parámetro BLM del algoritmo *MARXAN* se utilizó el programa “*Zonae Cogito*” (Watts *et al.*, 2011), en un rango de 25 valores entre cero y 100, seleccionando para el algoritmo templado simulado 1,000 ejecuciones y 1,000,000 de iteraciones para cada una de las corridas. De acuerdo con Stewart y Possingham (2005) se determinó el valor apropiado de BLM en el punto donde se encuentre un balance entre la longitud de frontera y su área total.

Los resultados de la calibración muestran que el incremento en el valor de BLM de cero a 100, se obtiene una variación para el área total de 846.38 km<sup>2</sup> y 4897.70 km de longitud de frontera (Cuadro 1). El punto óptimo entre el área total y la longitud de frontera se encuentra en un BLM de 12.50 (Figura 2).

En el escenario cuatro, con un BLM de 12.50 (Figura 3), las unidades de planificación seleccionadas muestran un patrón de agrupamiento menor con respecto al escenario 25, donde se utilizó un BLM de 100 (figura 4). En términos de eficiencia, el escenario cuatro resulta ser el mejor por presentar un balance entre longitud de frontera y área total, no obstante presenta unidades de planificación aisladas que en conjunto forman una red de reservas fragmentado. En la inspección visual de resultados se observó un mayor grado de agrupamiento deseado en el escenario 25. Este escenario resulta ser el ideal para la conectividad estructural de la red de ANP, sin embargo, se tiene un aumento en el área total de 912.11 km<sup>2</sup> a diferencia del escenario cuatro, lo que representa un aumento en el costo de la red de reservas.

Cuadro 1. Los 25 escenarios con valores de BLM que van de cero a 100. A medida que aumenta el valor de BLM, se observa un incremento en el área total y una disminución en la longitud de frontera.

<b>Escenario</b>	<b>BLM</b>	<b>Área total (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Longitud de frontera (km)</b>
1	0.0	10575.67	8535.87
2	4.2	10541.44	7380.62
3	8.3	10507.83	6536.39
4	12.5	10509.94	5894.46
5	16.7	10544.68	5411.50
6	20.8	10612.77	5036.79
7	25.0	10671.95	4758.16
8	29.2	10724.89	4545.25
9	33.3	10781.25	4391.26
10	37.5	10843.80	4249.19
11	41.7	10890.09	4158.96
12	45.8	10936.75	4080.51
13	50.0	10974.07	4015.19
14	54.2	11023.28	3957.65
15	58.3	11058.16	3907.75
16	62.5	11091.17	3868.63
17	66.7	11129.63	3834.87
18	70.8	11168.13	3797.84
19	75.0	11205.96	3767.59
20	79.2	11239.15	3745.59
21	83.3	11272.30	3711.98
22	87.5	11309.70	3694.10
23	91.7	11336.91	3673.88
24	95.8	11379.40	3652.98
25	100.0	11422.05	3638.17

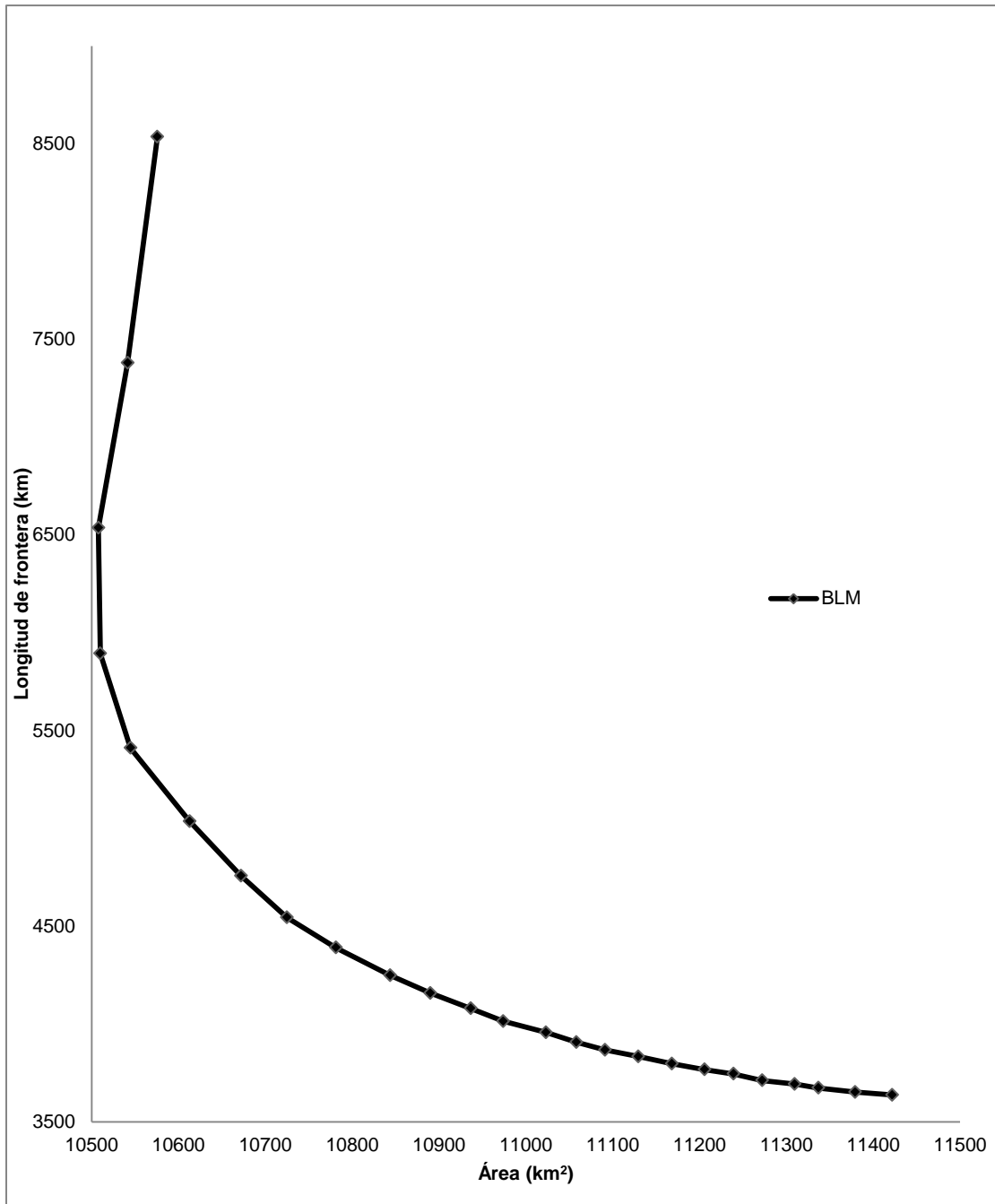


Figura 1. El punto óptimo del valor de BLM entre área total y longitud de frontera se determinó en el escenario cuatro, con un valor de BLM de 12.50.

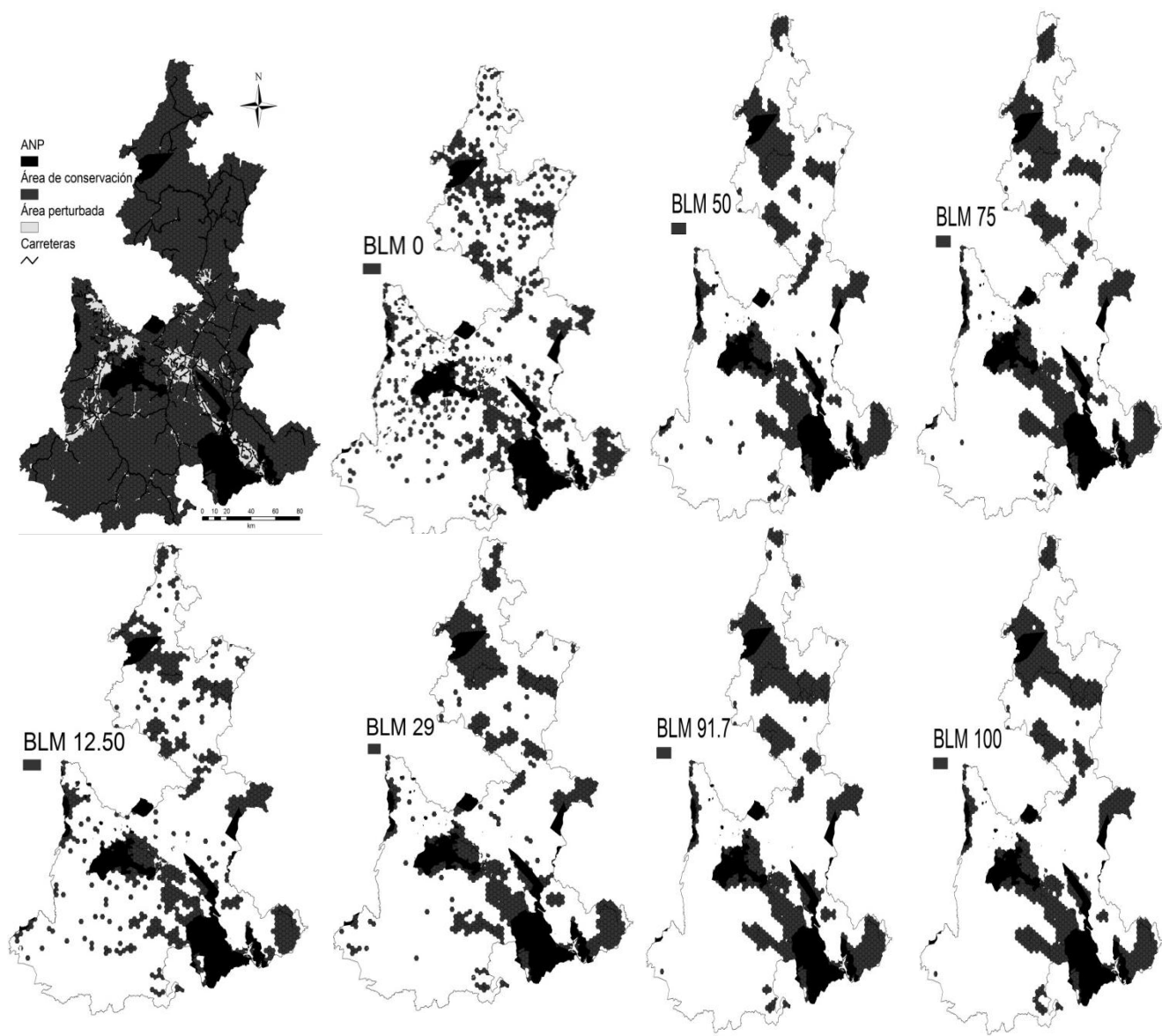


Figura 2. Diferentes escenarios de selección de las unidades de planeación de acuerdo al valor de BLM utilizado.



## Literatura citada

Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution* 15: 134-135.

Soulé, M. E., C. A. Allison and, D. T. Bolger. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.

Watts, M., R. Steward, D. Segan and, L. Kircher. 2011. Using the *Zonae Cogito* Decision Support System. 1.74 ed. The Ecology Centre, University of Queensland. 35 p.

Henle, K., D. B. Lindenmayer, C. R. Margules, D. A. Saunders and, C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity & Conservation* 13: 1-8.