



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

---

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE  
INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL  
REGIONAL UNIDAD OAXACA**

**DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE  
RECURSOS NATURALES**

**“Riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo  
Perennifolio en Oaxaca, México”**

Presenta:

**Carlos Alberto Masés García**

DIRECTOR DE TESIS:

**Dr. Miguel Ángel Briones Salas**

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México, junio de 2021



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

## ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, 12 de junio del 2021

El Colegio de Profesores de Posgrado de **CIIDIR UNIDAD OAXACA** en su Sesión  
(Unidad Académica)

Ordinaria No 09 celebrada el día 14 del mes octubre de 2019 conoció la solicitud presentada por el alumno:

Apellido Paterno:	Masés	Apellido Materno:	García	Nombre (s):	Carlos Alberto
-------------------	-------	-------------------	--------	-------------	----------------

Número de registro: A 1 7 0 2 9 4

del Programa Académico de Posgrado: Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales  
Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

“Riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México”

Objetivo general del trabajo de tesis:

Determinar el estado de riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: Dr. Miguel Ángel Briones Salas 2° Director:   
No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

Laboratorio de Vertebrados Terrestres-Mastozoología del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca.

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director de Tesis

2° Director de Tesis (en su caso)

Dr. Miguel Ángel Briones Salas

Presidente del Colegio

Masés García Carlos Alberto

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez





# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

## SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

### ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Santa Cruz Xoxocotlán, Oax., siendo las 12:30 horas del día 29 del mes de junio del 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio del Centro de Investigación Interdisciplinario para el Desarrollo Integral Regional, unidad Oaxaca (CIIDIR UNIDAD OAXACA) para examinar la tesis titulada:

**“Riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México”**  
del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Masés	Apellido Materno:	García	Nombre (s):	Carlos Alberto
-------------------	-------	-------------------	--------	-------------	----------------

Número de registro: A 1 7 0 0 9 4

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: Doctorado en Ciencias en Conservación y

**Aprovechamiento de Recursos Naturales**

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 03 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI**  **NO**  **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

**JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:** *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*  
Hasta el 10% las revistas científicas internacionales no consideran similitud o plagio intencional. El resultado de similitud de la tesis del estudiante está muy por debajo de este criterio, por lo que no constituye un posible plagio.

**\*\*Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR**  **SUSPENDER**  **NO APROBAR**  la tesis por **UNANIMIDAD**  o **MAYORÍA**  en virtud de los motivos siguientes:  
La tesis cumple con los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes. Además, es un aporte de conocimiento sustancial para la conservación de la biodiversidad del estado de Oaxaca, México.

Director de Tesis  
Dr. Miguel Angel Briones Salas

**COMISIÓN REVISORA DE TESIS**  
  
Dra. Elvira Durán Medina

Dr. Matthias Rös

Dr. Bernal Herrera Fernández

Dr. Marcelo Ulises García Guerrero

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez  
Nombre completo y firma  
**PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES**  
INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 25 del mes de junio del año 2021 el que suscribe **Masés García Carlos Alberto** alumno del Programa de **Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales** con número de registro **A170294**, adscrito a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del **Dr. Miguel Ángel Briones Salas** y cede los derechos del trabajo titulado: **“Riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México”** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección [cmasesg@gmail.com](mailto:cmasesg@gmail.com). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

**Masés García Carlos Alberto**

CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.

## **Dedicatoria**

*A mi esposa Lourdes. Gracias por este amor, por estos años, por este sueño, por esta vida. Gracias por trascender juntos en la miel, en la sal y en la hiel.*

*A mis hijos Leonardo y Víctor. Pongo en ustedes mi amor y mis fuerzas, mi esperanza de un futuro utópico y mi compromiso de colaborar en la construcción de un mundo mejor. Hasta donde la vida lo permita, estaré siempre para ustedes.*

*A mis padres, Trinidad y Bernardino. Cultivaron en mí la primera semilla de la vida y la concepción primaria del amor, del conocimiento y de Dios. Para ustedes mi gratitud, mi admiración y mi amor. La familia lo es todo.*

## **Agradecimientos**

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) y al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca (CIIDIR Oaxaca), por permitirme realizara mis estudios de doctorado y por darme la identidad politécnica: “la técnica al servicio de la Patria”.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por apoyarme económicamente para cursar mis estudios de maestría, y ahora, de doctorado.

A mi director de tesis y consejero de estudios, Dr. Miguel Ángel Briones Salas, por los conocimientos, el tiempo, la confianza, el acompañamiento, la paciencia y la gran amistad. Gracias por todo el apoyo académico y moral brindado durante la realización de este trabajo.

Al Dr. Bernal Herrera Fernández, por los conocimientos, la paciencia, la orientación, el acompañamiento y las valiosas aportaciones al presente estudio. Asimismo, gracias por el apoyo desinteresado que me permitió tomar el Primer Curso de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN en 2015, a partir de ahí comenzó a gestarse la idea que derivó en este trabajo.

A la Dra. Elvira Durán Medina, por sus conocimientos y aportaciones, por darle dirección y orden a las ideas del presente trabajo. Por su tiempo, apoyo y guía.

Al Dr. Matthias Rös, por el tiempo y los conocimientos invertidos en este trabajo y demás colaboraciones; por los ánimos, la amistad y la confianza.

A los miembros de la comisión revisora de tesis, jurado de examen predoctoral y jurado de examen de grado: Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez, Dr. Marcelo Ulises García Guerrero y Dr. Alfonso Vásquez López, por el tiempo brindado, la asesoría y las importantes aportaciones a esta investigación.

A los profesores del núcleo académico del Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales, por sus invaluable conocimientos.

Al Biólogo Raúl Rivera García, por compartir insumos importantes para el presente trabajo, por las enseñanzas en el manejo de SIG y por la paciencia.

A mis compañeros del grupo de Doctorado: Alicia Reyes, Guadalupe Pacheco, Rosa Isabel Hernández, Cynthia Ramírez, Gerardo Hernández, Alexandre Beaupré, Sergio Inés, Samuel

Ramírez, Josué Barragán, Daniel Alberto García y José Antonio Hernández, por compartir y vivir esta elección. Fuimos más que un grupo, somos una familia. Les deseo lo mejor en sus objetivos.

A mis amigos del laboratorio de Mastozoología y de otras áreas del CIIDIR con quienes compartimos conocimientos, ánimos mutuos, proyectos, ideas, aventuras, congresos y recuerdos inolvidables: Gabriela Martínez, Gabriela Medina, Gabriela Izchel Vargas, Laura Montiel, Yesenia Gutiérrez, Erika García, Rocío García, Magaly Gómez, Elena Galindo, Mario Lavariega, Mario Peralta, Sergio Pérez y Héctor Tamayo.

Al M. en C. Javier Enrique Sosa Escalante, gran mentor y amigo. Gracias por darme la oportunidad de colaborar y desarrollarme académica y profesionalmente con usted.

Es posible que algunas o personas que les estoy agradecido enormemente pudieran ser omitidas de manera involuntaria por mi falta de memoria. Valga la presente mención como un reconocimiento a todos y cada uno de ustedes. ¡Gracias!

## Contenido

<b>Índice de tablas.....</b>	<b>11</b>
<b>Índice de figuras .....</b>	<b>12</b>
<b>Resumen .....</b>	<b>13</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>14</b>
<b>Glosario .....</b>	<b>15</b>
<b>Capítulo 1. Aspectos generales de la investigación .....</b>	<b>19</b>
<b>1.1. Introducción general.....</b>	<b>19</b>
<b>1.2. Marco Teórico-Conceptual .....</b>	<b>23</b>
1.2.1. Antecedente sobre el estudio de biodiversidad y ecosistemas.....	23
1.2.1.1. Biodiversidad, funciones y servicios ecosistémicos .....	23
1.2.1.2. La evaluación de ecosistemas del milenio (EM).....	25
1.2.1.3. Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES).....	26
1.2.2. Método de evaluación de riesgo de la Lista Roja de Ecosistemas.....	28
1.2.3. El ecosistema y sus límites .....	30
1.2.4. Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN .....	32
1.2.5. Colapso del ecosistema.....	34
1.2.6. Escalas de las unidades de evaluación .....	36
1.2.7. Categorías y criterios de la Lista Roja de Ecosistemas.....	38
1.2.7.1. Las categorías .....	38
1.2.7.2. Los criterios.....	39
1.2.8. Sistema Jerárquico Estandarizado para la Clasificación de la Vegetación de México (SECLAVEMEX).....	43
1.2.9. Socioecosistema o sistema ecológico social .....	44
1.2.10. El Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP).....	45
1.2.11. Un modelo para manejo del ecosistema.....	46
<b>1.3. Planteamiento del problema y justificación .....</b>	<b>49</b>
1.3.1. Sistematizar información sobre evaluaciones de riesgo en ecosistemas terrestres y humedales.....	49
1.3.2. Necesidad de una tipología estatal de ecosistemas .....	49
1.3.3. Necesidad de información para la planificación del territorio.....	50
1.3.4. El análisis de riesgo del Bosque Templado Húmedo Perennifolio.....	51

1.4.	<b>Preguntas de investigación</b> .....	52
1.5.	<b>Hipótesis</b> .....	52
1.6.	<b>Objetivos</b> .....	53
1.6.1.	General.....	53
1.6.2.	Específicos .....	53
<b>Capítulo 2. Tendencias en las evaluaciones de riesgo al colapso de ecosistemas terrestres y humedales</b> .....		
2.1.	<b>Resumen</b> .....	54
2.2.	<b>Abstract</b> .....	55
2.3.	<b>Introducción</b> .....	56
2.4.	<b>Materiales y métodos</b> .....	58
2.5.	<b>Resultados</b> .....	60
2.6.	<b>Discusión</b> .....	72
2.7.	<b>Conclusiones</b> .....	78
<b>Capítulo 3. Riesgo al colapso de los ecosistemas terrestres de Oaxaca, México: evaluación de atributos relacionados con el tamaño y distribución</b> .....		
3.1.	<b>Resumen</b> .....	81
3.2.	<b>Abstract</b> .....	82
3.3.	<b>Introducción</b> .....	83
3.4.	<b>Materiales y métodos</b> .....	85
3.4.1.	Alcance espacial.....	85
3.4.2.	Área de estudio .....	85
3.4.3.	Delimitación de las unidades de evaluación .....	86
3.4.4.	Evaluación de riesgo de colapso de los ecosistemas .....	87
3.5.	<b>Resultados</b> .....	90
3.6.	<b>Discusión</b> .....	95
3.7.	<b>Conclusiones</b> .....	101
<b>Capítulo 4. Evaluación de riesgo de colapso del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México</b> .....		
4.1.	<b>Resumen</b> .....	103
4.2.	<b>Abstract</b> .....	104
4.3.	<b>Introducción</b> .....	105
4.4.	<b>Materiales y métodos</b> .....	107

4.4.1. Área de estudio .....	107
4.4.2. Regionalización por subprovincia fisiográfica .....	107
4.4.3. Sistematización de la información .....	108
4.4.4. Evaluación de las amenazas espaciales.....	108
4.4.5. Definición de colapso para los ecosistemas subglobales tipo evaluados....	109
4.4.6. Evaluación de los ecosistemas subglobales tipo .....	109
<b>4.5. Resultados.....</b>	<b>112</b>
4.5.1. Regionalización y amenazas .....	112
4.5.2. Evaluación de riesgo de colapso .....	113
4.5.2.1. Criterio A: disminución en la distribución geográfica .....	113
4.5.2.2. Criterio B: distribución geográfica restringida.....	115
4.5.2.3. Criterio D: interrupción de los procesos e interacciones bióticas .....	115
4.5.2.4. Mapa de riesgo .....	116
<b>4.6. Discusión .....</b>	<b>118</b>
<b>4.7. Conclusión .....</b>	<b>122</b>
<b>Consideraciones finales.....</b>	<b>124</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>126</b>
<b>Anexo.....</b>	<b>138</b>
<b>Tablas: información suplementaria .....</b>	<b>138</b>
<b>Figuras: información suplementaria .....</b>	<b>148</b>

## Índice de tablas

Tabla 1. Los cinco criterios usados para evaluar el riesgo de los ecosistemas según las Categorías y Criterios de las Listas Rojas de Ecosistemas de UICN.-----	35
Tabla 2. Evaluaciones de riesgo de colapso de ecosistemas terrestres y humedales en el mundo bajo los protocolos de la LRE.-----	54
Tabla 3. Frecuencia de las variables empleadas para la delimitación de ecosistemas terrestre y humedales a nivel mundial.-----	60
Tabla 4. Frecuencia de indicadores y variables para medir colapso de ecosistemas terrestres y humedales globalmente.-----	61
Tabla 5. Clasificación y cambios de extensión de los ecosistemas tipo de Oaxaca, México.-----	85
Tabla 6. Evaluación de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca México.-----	87
Tabla 7. Presiones y amenazas explícitas para el Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca (BTHP), regionalizado por subprovincias fisiográficas.-----	106
Tabla 8. Evaluación del criterio A: cambios en la extensión de los ecosistemas tipo subglobales del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México.-----	107
Tabla 9. Evaluación del criterio B (distribución restringida) de los ecosistemas subglobales tipo (EST) del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México.-----	108
Tabla 10. Evaluación del criterio D (interrupción de los procesos e interacciones bióticas) de los ecosistemas subglobales tipo (EST) del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México.-----	109

## Índice de figuras

Figura 1. Representación del Área de Ocupación (AOO).-----	8
Figura 2. Representación de la Extensión de ocurrencia (EOO).-----	9
Figura 3. Categorías de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN.-----	32
Figura 4. Modelo de tres contextos para el manejo de ecosistemas.-----	40
Figura 5. Proporción de Journals/revistas, libros y reportes técnicos relacionados a la evaluación de riesgo de colapso de ecosistemas terrestres y humedales a nivel global.-----	58
Figura 6. Número acumulado de publicaciones y ecosistemas terrestres y humedales evaluados por año a nivel global, 2010 a 2019.-----	58
Figura 7. Criterios y subcriterios de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN empleados en las evaluaciones de riesgo de ecosistemas terrestres y humedades a nivel mundial.-----	63
Figura 8. Número de publicaciones y ecosistemas terrestres y humedales evaluados por país bajo los protocolos de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN.-----	64
Figura 9. Ecosistemas tipo y categorías de uso de suelo en Oaxaca, México.-----	84
Figura 10. Mapa de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca, México, de acuerdo con los criterios y categorías del protocolo de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN.-----	88
Figura 11. A) Área de ocupación y regionalización del Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP) en Oaxaca de acuerdo con las Subprovincias fisiográficas.-----	105
Figura 12. Mapa de riesgo de los ecosistemas subglobales tipo del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México-----	110

## Resumen

Globalmente, el 75% de los ecosistemas terrestres están impactados por actividades antropogénicas. La medición de sus tendencias es esencial para la toma de decisiones y el diseño de estrategias de conservación. La Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN (LRE) establece evaluar y clasificar a los ecosistemas de acuerdo con su riesgo de colapso. Los bosques templados son los ecosistemas más importantes en extensión y valor económico en México. Se estima que 40% de su superficie se convirtió a usos de suelo antrópicos y el 16% se transformó a zonas agrícolas de 1976 a 2000. En el estado de Oaxaca, al sur de México, son los ecosistemas más representativos por su extensión y los servicios ambientales que proporcionan. El objetivo del estudio fue evaluar el estado de riesgo de colapso del Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP) en Oaxaca, para lograrlo, la investigación se integró de tres partes. Primero, se analizaron las tendencias mundiales en las evaluaciones de riesgo de los ecosistemas terrestres y humedales, mediante la búsqueda de evaluaciones de riesgo de colapso ecosistémico donde aplicaron los protocolos de la LRE. Se encontraron 43 publicaciones que evaluaron 1227 ecosistemas terrestres y humedales en los que se emplearon 15 criterios para delimitarlos, destacó el tipo de vegetación usada en todos los casos. Se identificaron 34 variables para definir umbrales de colapso, los periodos de datos fiables para evaluar estos ecosistemas van de 12 a 48 años, con ellos se infirieron lapsos de 50 años (pasado o futuro), o se dedujeron cambios desde 1750. Sobresalieron los ecosistemas en “Preocupación Menor (LC)” (412), se encontraron solo dos “colapsados” y no hubo diferencia significativa entre amenazados y no-amenazados. Las evaluaciones incidieron en 69 países, se realizaron a escalas continentales, nacionales y subnacionales. Segundo, se delimitaron 14 ecosistemas terrestres que cubren la superficie continental de Oaxaca, basados en características fisiológicas y fisionómicas de la vegetación, combinadas con rangos de temperatura y precipitación analizados de 1902 a 2015. De estos se evaluó el riesgo de colapso ecosistémico con base en los Criterios A (reducción en la distribución) y B (distribución restringida) de la LRE. Para medir los cambios en el pasado y las tendencias a futuro, se emplearon seis mapas de uso de suelo y vegetación de México escala 1:250,000 que abarcaron el periodo de 1978 a 2016. Actualmente, el 32.6 % del territorio de Oaxaca corresponde a usos antrópicos y los ecosistemas tipo cubren el 66.8%, sin embargo, 9 de 14 ecosistemas se encuentran en categorías de riesgo. Tercero, se realizó una evaluación del BTHP dividido por subprovincias fisiográficas que agrupan elementos topográficos, geológicos y orográficos en común. Derivado de la regionalización se obtuvieron cinco subecosistemas globales tipo (EST) que se evaluaron con atributos de extensión, distribución e interrupción de los procesos o interacciones bióticas, que corresponden a los criterios A, B y D de la LRE. Se encontró un EST en Riesgo Crítico (CR) y cuatro En Peligro (EN). Los aportes de esta investigación son: 1) proponen mejoras a los protocolos de la LRE y proporciona información clave para aplicar en evaluaciones de riesgo ecosistémico en el futuro. 2) Establece las bases para delimitar y evaluar el riesgo de colapso de los ecosistemas tipo con un enfoque estatal de escala intermedia, cuyos resultados son de potencial aplicación para la priorización de áreas de atención, así como el diseño de políticas públicas de conservación dirigidas en función la categoría de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca. 3) Los resultados de la evaluación del BTHP dividido por EST son esenciales en la planificación estratégica dirigida a la conservación de los fragmentos para mantener la integridad ecológica del BTHP. Además, contribuyen a satisfacer las demandas de conservación a distintitos niveles espaciales.

**Palabras clave:** Clasificación de ecosistemas, Conservación de la biodiversidad, Evaluación ecosistémica, Evaluación jerárquica, Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN, riesgo ecosistémico.

## Abstract

Worldwide, 75% of terrestrial ecosystems are impacted by anthropogenic activities. Measuring their trends is essential for decision-making and the design of conservation strategies. The IUCN Red List of Ecosystems (RLE) assesses and classifies ecosystems according to their risk of collapse. Temperate forests are the most important ecosystems in terms of extension and economic value in Mexico. It is estimated that 40% of their surface area was converted to anthropogenic land uses and 16% was converted to agricultural zones between 1976 and 2000. In the state of Oaxaca, in southern Mexico, they are the most representative ecosystems because of their size and the environmental services they provide. The objective of the study was to assess the state of risk of collapse of the Temperate Humid Evergreen Forest (BTHP) in Oaxaca and to achieve this, the research consisted of three parts. First, global trends in risk assessments of terrestrial ecosystems and wetlands were analyzed by searching for ecosystem collapse risk assessments where the LRE protocols were applied. Forty-three publications were found that evaluated 1227 terrestrial ecosystems and wetlands in which 15 criteria were used to delimit them, highlighting the type of vegetation used in all cases. Thirty-four variables were identified to define thresholds of collapse, the periods of reliable data to evaluate these ecosystems ranged from 12 to 48 years, with which lapses of 50 years (past or future) were inferred, or changes since 1750 were deduced. Ecosystems of "Least Concern (LC)" (412) stood out, only two were found to be "collapsed" and there was no significant difference between threatened and non-threatened. The assessments covered 69 countries and were conducted at continental, national, and sub-national scales. Second, 14 terrestrial ecosystems covering the continental surface of Oaxaca were delimited, based on physiological and physiognomic characteristics of the vegetation, combined with temperature and precipitation ranges analyzed from 1902 to 2015. From these, the risk of ecosystem collapse was assessed based on Criteria A (reduced distribution) and B (restricted distribution) of the LRE. To measure past changes and future trends, six 1:250,000 scale land use and vegetation maps of Mexico were used covering the period from 1978 to 2016. Currently, 32.6% of Oaxaca's territory corresponds to anthropic uses, and type ecosystems cover 66.8%, however, 9 out of 14 ecosystems are in risk categories. Third, an evaluation of the BTHP was carried out, divided by physiographic subprovinces that group topographic, geological, and orographic elements in common. Derived from the regionalization, five sub-ecosystem types (EST) were obtained and evaluated with attributes of extension, distribution, and interruption of biotic processes or interactions, which correspond to criteria A, B, and D of the LRE. One EST was found to be Critically Endangered (CR) and four were found to be Endangered (EN). The contributions of this research are: 1) it proposes improvements to the LRE protocols and provides key information to be applied in future ecosystem risk assessments. 2) It establishes the basis for delimiting and evaluating the risk of collapse of ecosystem types with an intermediate-scale statewide approach, the results of which are potentially applicable for the prioritization of areas of attention, as well as the design of public conservation policies based on the risk category of Oaxaca's ecosystems. 3) The results of the evaluation of the BTHP divided by EST are essential for strategic planning aimed at the conservation of fragments to maintain the ecological integrity of the BTHP. In addition, they contribute to meeting conservation demands at different spatial levels.

**Key words:** Biodiversity conservation, Ecosystem assessment, Ecosystem classification, Ecosystem risk, Hierarchical assessment, IUCN Red List of Ecosystems.

## Glosario

*Área de ocupación (AOO)*: es el área ocupada por un ecosistema dentro de su extensión de ocurrencia. Mide la capacidad de esparcir riesgos entre parches ocupados mediante un conteo de las celdas en una cuadrícula de 10x10 km, con la excepción de aquellas cuya ocupación del ecosistema es inferior al 1%, es decir, 1 km<sup>2</sup> (Fig. 1)(Carré, Peguin y Puolin, 2012; Keith *et al.*, 2013a).

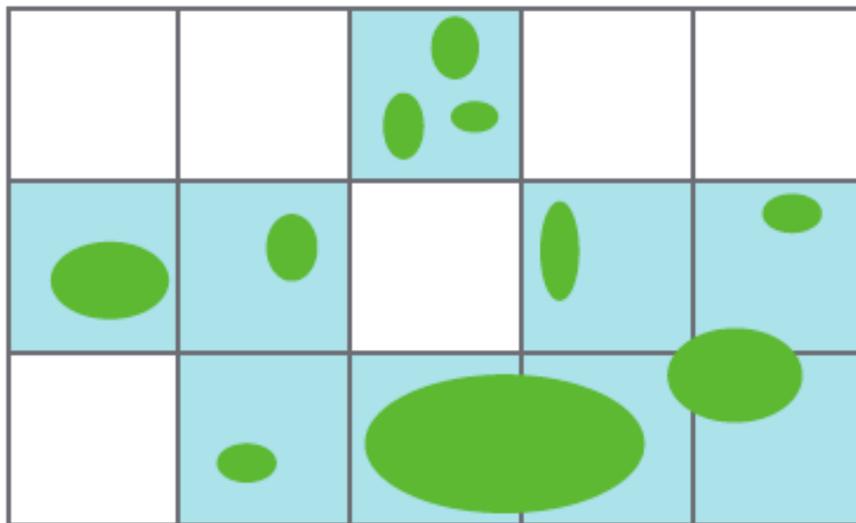


Figura 1. Representación del Área de Ocupación (AOO) (Carré *et al.*, 2012).

*Área de evaluación*: está acotada a los límites donde se realiza la evaluación de riesgo de colapso ecosistémico (Bland, Keith, Miller, Murray y Rodríguez, 2017a).

*Biota nativa característica*: Características biológicas que definen la identidad de un ecosistema tipo y lo distinguen de otro, p. ej., los procesos ecológicos, especies modeladoras, especies tróficas o estructurales dominantes, elementos de funcionalidad única y las interacciones entre especies (Bland, Keith, Miller, Murray y Rodríguez, 2016).

*BTHP*: Bosque Templado Húmedo Perennifolio.

*Colapso del ecosistema*: es la transición de una o más variables que definen la identidad del ecosistema fuera de los límites de su intervalo acotado. Es una transformación de la identidad, la pérdida de las características que lo definen y/o el reemplazo por ecosistema distinto (Keith *et al.*, 2013a; Bland *et al.*, 2017a).

*Disminución continua:* Una disminución gradual o episódica en la distribución o proceso ecológico que es probable que continúe en el futuro, es significativa en magnitud y en su efecto sobre la sostenibilidad de la biota nativa característica (Bland *et al.*, 2016).

*Distribución geográfica:* Todas las ocurrencias espaciales de un ecosistema presentes en su distribución geográfica.

*Ecosistema:* complejo formado por organismos vivos, un entorno físico asociado e interacciones dentro y entre ellos que ocurren dentro de un espacio limitado. Es la unidad ecológica fundamental en la que cualquier sistema biológico complejo puede reducirse tanto estructural como funcionalmente en un entorno dado (Tansley, 1935; Carré *et al.*, 2012; Keith *et al.*, 2013a).

*Ecosistema tipo:* unidad donde se realiza la evaluación de riesgo de colapso ecosistémico (Bland *et al.*, 2016).

*Escala temática:* medida de la similitud de características dentro y entre ecosistemas tipo. Puede ser representada por niveles de clasificación jerárquica (Bland *et al.*, 2017a).

*Extensión de ocurrencia (EOO):* es el área en km<sup>2</sup> del polígono convexo mínimo (sin ángulos mayores de 180 °) que puede contener todos los sitios del ecosistema conocidos o inferidos en el momento de la evaluación (Fig. 2), mide la capacidad de que un riesgo se extienda a través de un área contigua que comprende todas las ocurrencias del ecosistema (Carré *et al.*, 2012; Keith *et al.*, 2013a).

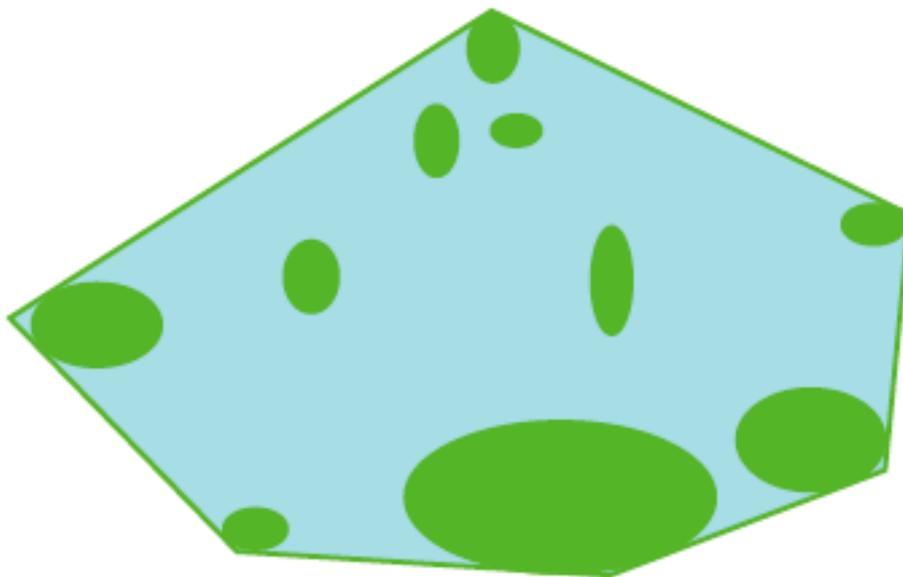


Figura 2. Representación de la Extensión de ocurrencia (EOO) (Carré *et al.*, 2012).

*Extensión espacial:* es el área total de la distribución geográfica de un ecosistema tipo estimada con una métrica específica (Bland et al., 2016).

*Indicador:* métrica que cuantifican cambios complejos en la estructura, composición y función del ecosistema. Los indicadores espaciales, bióticos o abióticos pueden cuantificar las amenazas a los ecosistemas o las respuestas de los ecosistemas a las amenazas. Los umbrales de los indicadores indican el colapso de los ecosistemas (Bland et al., 2018).

*Localidad:* se define como un área particular desde un punto de vista ecológico y geográfico en el que un fenómeno amenazante puede afectar rápidamente a todo el ecosistema presente. Su extensión depende del área cubierta por el fenómeno y puede incluir todo o parte del ecosistema, el cual, cuando se ve afectado por varios fenómenos amenazantes, la localidad se define teniendo en cuenta la amenaza más plausible (Carré et al., 2012).

*Modelo ecológico:* Representación escrita, gráfica o matemática de los componentes y procesos clave de un ecosistema, que resume efectivamente la dinámica del ecosistema (Bland et al., 2018).

*Resolución temporal:* Las unidades de tiempo durante las cuales se miden las tendencias del ecosistema (Bland et al., 2016).

*Riesgo:* la probabilidad de que ocurra en el ecosistema una consecuencia adversa durante un periodo de tiempo definido (Keith et al., 2013a).

*SECLAVEMEX:* Sistema Jerárquico Estandarizado para la Clasificación de la Vegetación en México.

*Severidad relativa:* es la magnitud estimada de degradación ambiental pasada o futura o de interrupción de procesos bióticos, expresada como un porcentaje de un cambio lo suficientemente grande para causar el colapso de un ecosistema (Bland et al., 2016).

*Transición:* puede describir tanto un cambio en el estado del ecosistema como el valor de un conductor en el que se produce este cambio (Bland et al., 2018).

*Umbral acotado:* representa la incertidumbre en la ocurrencia del estado colapsado basado en dos o más valores de un indicador de ecosistema (Bland et al., 2016; Bland et al., 2018).

*Umbral de decisión*: valor de un indicador por encima o por debajo del cual difiere una decisión, como la decisión de incluir un ecosistema como colapsado (Bland *et al.*, 2018).

*Umbral ecológico*: valor de un indicador por encima o por debajo del umbral del cual se producen cambios no lineales o específicos en la dinámica de los ecosistemas. Por ejemplo, pequeños cambios en un indicador ambiental pueden producir respuestas muy grandes en los indicadores bióticos (Bland *et al.*, 2018).

Variabilidad *natural*: las condiciones ecológicas, y la variación espacial y temporal de ellas dentro de un período de tiempo y área geográfica apropiados para los objetivos del estudio (Bland *et al.*, 2018).

# Capítulo 1. Aspectos generales de la investigación

## 1.1. Introducción general

La cualidad más singular de la tierra es la existencia de vida y la característica más extraordinaria es su gran diversidad: se calculan nueve millones de especies de organismos (plantas, animales, protistas y hongos), no obstante, en ella también habitan más de siete mil millones de personas que están reduciendo la biodiversidad a un ritmo alarmante (Cardinale *et al.*, 2012). Desde el siglo XVIII más de la mitad de la biósfera terrestre ha sido modificada y actualmente menos de una cuarta parte se encuentra en su estado natural, sus tasas de reducción se han incrementado significativamente, particularmente a partir de 1950 (Ellis, Klein Goldewijk, Siebert, Lightman y Ramankutty, 2010; Keith *et al.*, 2013a; Alaniz, Galleguillos y Perez-Quezada, 2016). Las actividades antropogénicas amenazan cada vez más la extensión, función y procesos de los ecosistemas (Galic, Schmolke, Forbes, Baveco y van-den-Brink, 2012), aumentando su probabilidad de colapso y poniendo en riesgo de extinción a las poblaciones y especies que albergan (Barnosky *et al.*, 2011; Keith *et al.*, 2013b; Martínez-Meyer, Sosa-Escalante y Álvarez, 2014).

En 1992, posterior a la Primera Cumbre de la Tierra, creció el interés por conocer el estado de los ecosistemas, se desarrollaron cientos de investigaciones sobre sus funciones (enfoque cuantitativo) y los servicios que brindan (enfoque cualitativo) (Cardinale *et al.*, 2012). Para tener una perspectiva global de las interacciones humanas con ellos, del 2001 al 2005 se llevó a cabo a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM) donde participaron 1360 expertos de 95 países y de diferentes disciplinas (Hassan, Scholes y Ash, 2005; Norgaard, 2008). Por primera vez se evaluaron las condiciones, tendencias y las consecuencias en los cambios de los ecosistemas y su impacto en el bienestar de la humanidad, asimismo, se establecieron las bases científicas necesarias para mejorar su uso sostenible y su contribución en el desarrollo humano (Hassan *et al.*, 2005; Millennium-Ecosystem-Assessment, 2005; Cardinale *et al.*, 2012).

Derivado de ello, se planteó diseñar y aplicar métodos estandarizados para estimar los riesgos que enfrentan los ecosistemas (Carpenter *et al.*, 2006; Carpenter *et al.*, 2009). Se reconoció la necesidad de elevar las evaluaciones a nivel ecosistémico y coadyuvar con las evaluaciones de riesgo de extinción que ya existían para las especies (IUCN, 2020), con la meta de contar con un

conocimiento más amplio e integral de la biodiversidad (Rodríguez *et al.*, 2011). Algunas naciones desarrollaron y aplicaron protocolos para evaluar el estado de riesgo de sus ecosistemas, por ejemplo, Alemania, Finlandia, Sudáfrica y Australia evaluaron cientos de ellos en sus jurisdicciones (Nicholson *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2017b). Sin embargo, exhibieron inconsistencias en la presentación de informes ambientales entre países y por tanto dificultades en la comparación de resultados (Nicholson *et al.*, 2015). El análisis de riesgo requiere un enfoque estandarizado relacionado a la delimitación de las unidades de evaluación, criterios y umbrales en los estados de amenaza (Rodríguez *et al.*, 2011).

Desde el 2008 la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ha establecido un protocolo global para determinar el estado de riesgo de colapso de los ecosistemas e integrarlos en una Lista Roja de Ecosistemas (LRE) (Nicholson, Keith y Wilcove, 2009b; Rodríguez *et al.*, 2011; Keith *et al.*, 2013a). A partir de entonces los protocolos metodológicos han evolucionado con base en investigaciones y estudios de caso realizados a nivel mundial (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a). En 2014 la IUCN implementó oficialmente LRE como un estándar global para evaluar el riesgo ecosistémico, basándose en criterios y umbrales cuantitativos para medir el colapso, entendido como el punto final de un ecosistema (Keith *et al.*, 2015).

El método de la LRE establece cinco criterios para evaluar el riesgo de colapso: A) reducción en la distribución del ecosistema; B) distribución restringida relacionada a una reducción o amenaza persistente y explícita; C) degradación ambiental (abiótico), D) alteración de los procesos bióticos y E) la modelación matemática del colapso. Los criterios se analizan en periodos de 50 años (pasado, presente-pasado, y futuro) o bien un periodo histórico a partir de 1750 (Keith *et al.*, 2013a; Bland *et al.*, 2017a). Los resultados de la evaluación se acotan a categorías de riesgo: Colapsado (CO), En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC), Datos Insuficientes (DD) y No Evaluado (NE) (Bland *et al.*, 2016; Bland *et al.*, 2017a). De forma general, las categorías se agrupan en dos clases: de amenaza (CR, EN, VU) y no-amenaza (NT y LC) (Bland *et al.*, 2017a).

Actualmente, con los criterios de la LRE se han evaluado 2821 ecosistemas en 100 países, a escalas continentales, nacionales y subnacionales (Bland *et al.*, 2019). Algunas naciones como Noruega, Alemania, Finlandia, Chile, Alemania y Marruecos han integrado los resultados de las evaluaciones a sus políticas públicas nacionales de conservación, planeación, protección y

regulación sobre la biodiversidad (Keith *et al.*, 2015; Valderrábano *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2017a; Bland *et al.*, 2019). La meta global establecida en los acuerdos del Congreso Mundial de la Naturaleza en 2012 fue la evaluación de todos los ecosistemas para el año 2025 (Bland *et al.*, 2016). No obstante, se ha criticado las debilidades de la LRE en cuando a la definición de “colapso”, los efectos de las escalas de evaluación, los marcos temporales empleados y la delimitación de los ecosistemas tipo (Boitani, Mace y Rondinini, 2015).

México solo ha formado parte de una evaluación de riesgo realizada a nivel continental dirigida a los bosques templados y tropicales de América (Ferrer- Paris *et al.*, 2019). No obstante, por el grano grueso de análisis que se aplicó, su escala temática no está diseñada para tomar decisiones de conservación a escala nacional, estatal o local. Es necesario realizar evaluaciones mediante la delimitación de ecosistemas tipo que consideren los escenarios geográficos, ecológicos, biológicos y administrativos del país. Principalmente que considera una forma de organizar la vegetación que es la expresión más tangible de los ecosistemas (Velázquez *et al.*, 2002).

En el sureste de México se ubica Oaxaca que tiene una compleja heterogeneidad geográfica y posee la mayor biodiversidad de México, además de una gran diversidad sociocultural (García-Mendoza, Ordóñez y Briones-Salas, 2004). Estos aspectos representan un reto para implementar la delimitación de ecosistemas tipos y su posterior evaluación de riesgo en su territorio. La entidad es un escenario donde los ecosistemas no solo están forjados por procesos biológicos, ecológicos y geográficos, sino están subordinados por uso y prácticas socioculturales, procesos históricos y de desarrollo económico; además están sujetos a acciones colectivas de conservación y manejo, diferentes formas de gobierno y mecanismos de acceso y aprovechamiento de recursos (Bray, Duran y Molina, 2012; Murguía, Medina, Rivera y Bray, 2014; Briones-Salas, Lavariega, Cortés-Marcial, Monroy y Masés-García, 2015).

Los bosques templados son de los ecosistemas más representativos de la entidad por la cantidad de servicios ambientales que brinda: recursos forestales, reciclaje de nutrientes, protección de suelo, captura de carbono, regulación climática y recarga hidrológica (Oyarzún, Nahuelhual y Núñez, 2005). En él se encuentran iniciativas de conservación entre las que destacan, las Áreas Naturales Protegidas federales (ANP), las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y las Áreas de Pago por Servicios Ambientales (Briones-Salas, Lavariega,

Cortés-Marcial, Monroy y Masés-García, 2016b). Además, en su distribución existen comunidades que han implementado modelos exitosos de conservación forjado a través de procesos históricos y sociales (Bray *et al.*, 2012; Murguía *et al.*, 2014).

Por ello, se plantea la aplicación de la evaluación de riesgo de colapso del Bosque Templado Húmedo Perennifolio, definido de acuerdo con los criterios del Sistema Jerárquico Estandarizado para la Clasificación de la Vegetación en México (SECLAVEMEX) como un ecosistema formado por especies arbóreas perennes que subsisten en temperaturas de entre 8 y 18 °C y precipitaciones mayores a 1000 mm anuales (Velázquez, Medina-García, Durán-Medina, Amador y Gopar-Merino, 2016). El SECLAVEMEX se propone como un método que busca resolver las ambigüedades en los diferentes tipos de clasificación de vegetación y se plantea su uso como base para la clasificación de ecosistemas en Oaxaca.

En el presente trabajo se desarrollan tres líneas fundamentales de investigación: 1) determinar las tendencias globales en las evaluaciones de riesgo de colapso de los ecosistemas terrestres para abordar los tipos de ecosistemas evaluados, la clase de evaluaciones aplicadas, la escala a la que se analizaron, los criterios utilizados para delimitar los ecosistemas tipo, las variables empleadas para medir el colapso, los criterios de aplicación de la LRE y las categorías de riesgo resultantes. 2) Realizar una propuesta de clasificación de ecosistemas terrestres de Oaxaca y analizar su riesgo de colapso a escala estatal (subnacional), y 3) determinar el estado de riesgo de colapso del BTHP mediante la regionalización del ecosistema de acuerdo con criterios biogeográficos.

## 1.2. Marco Teórico-Conceptual

### 1.2.1. Antecedente sobre el estudio de biodiversidad y ecosistemas

#### 1.2.1.1. Biodiversidad, funciones y servicios ecosistémicos

Poco después de la Cumbre de Rio de Janeiro en 1992 creció significativamente el interés para comprender la manera en que la pérdida de biodiversidad afecta la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas, así como el suministro de bienes y servicios que brindan a la sociedad (Cardinale *et al.*, 2012). Globalmente se formaron iniciativas internacionales de investigación enfocadas a explicar cómo la diversidad biológica tiene impacto en los ecosistemas, derivado de ello el Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente (SCOPE, por sus siglas en inglés) produjo el libro “*Biodiversity and Ecosystem Function*” que marcó un precedente, en él se analiza el estado de conocimiento sobre la diversidad biológica y el funcionamiento de los ecosistemas (Schulze y Mooney, 1994; Cardinale *et al.*, 2012).

Asimismo, en 1995 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente impulsó el estudio conocido como “*Global Biodiversity Assessment*” donde participaron 300 autores de 50 países (Heywood y Watson, 1995). En este se realizó un análisis de los puntos de vista, nuevas teorías y resultados experimentales de temas relacionados a la caracterización, distribución, pérdida, inventario, monitoreo y bases para la evaluación de la biodiversidad, además de principios básicos de las funciones de los ecosistemas y paisajes, biotecnología, influencia humana en la biodiversidad, valor económico y medidas de conservación (Heywood y Watson, 1995; Cardinale *et al.*, 2012). A partir de los 90s, de manera general, Cardinale *et al.* (2012) identifica dos corrientes del estudio de los ecosistemas a nivel global: biodiversidad y funciones de ecosistemas (BFE) y biodiversidad y servicios ecosistémicos (BSE).

A mediados de esa década los investigadores de la BFE sugerían que las funciones de los ecosistemas, por ejemplo, la producción de biomasa y el ciclo de nutrientes, estaban íntimamente ligados a los cambios en la diversidad biológica (Naeem, Thompson, Lawler, Lawton y Woodfin, 1994; Tilman y Downing, 1994; Cardinale *et al.*, 2012). Sus conclusiones derivaron de estudios donde manipularon la riqueza de especies en laboratorio y campos experimentales, no obstante, fueron cuestionados por la falta de rigor científico en sus experimentos, los mecanismos responsables de los efectos en la biodiversidad y la incertidumbre de cómo sus resultados podrían ser aplicables a diferentes tipos de ecosistemas y a escalas de paisaje y regionales (Loreau *et al.*,

2001; Cardinale *et al.*, 2012). Lo anterior condujo que en una década (1999-2009) se generaran cientos de artículos (más de 600 hasta el 2009) donde reportaban resultados de estudios en ecosistemas dulceacuícolas, marinos y terrestres (Loreau *et al.*, 2001; Cardinale *et al.*, 2011; Cardinale *et al.*, 2012).

Asimismo, en ese mismo periodo las investigaciones de la BFE desarrollaron un gran número de teorías matemáticas aplicadas a los ecosistemas y expandieron su alcance a la aplicación de métodos para explicar patrones ecosistémicos a escalas de paisaje, regionales e incluso a nivel global (Cardinale *et al.*, 2012). Después de más de dos décadas de investigación Cardinale *et al.* (2012) concluye que los resultados de las investigaciones se resumen en seis declaraciones consensadas: 1) la pérdida de biodiversidad reduce la eficiencia de comunidades ecológicas para capturar recursos, producir biomasa, descomponer y reciclar nutrientes esenciales; 2) la biodiversidad incrementa la estabilidad de los ecosistemas a través del tiempo; 3) el impacto de la biodiversidad en el ecosistema no es un proceso lineal y saturado, el cambio se acelera a medida que la biodiversidad se pierde; 4) muchas comunidades son más productivas porque tienen especies claves de gran influencia en el ecosistema, asimismo, las diferencias en los rasgos funcionales de los organismos aumentan la captura total de recursos; 5) la pérdida de diversidad a través de niveles tróficos influye más en las funciones ecosistémicas que la pérdida de diversidad dentro de los niveles tróficos y 6) los rasgos funcionales de los organismos tienen un gran impacto en la magnitud de las funciones de los ecosistemas.

Por otro lado, a medida que los estudios de la BFE se llevaron a cabo, se desarrolló un campo de investigación de la corriente BSE, basándose en la premisa de que los ecosistemas proporcionan bienes y servicios esenciales a la humanidad (Daily, 1997; Cardinale *et al.*, 2011; Cardinale *et al.*, 2012). Este cuerpo de estudio se enfocó en la relevancia de la evaluación económica y cultural de los servicios ecosistémicos, para ello estudiaron los patrones a gran escala de los ecosistemas, por ejemplo, a escala de paisaje; se consideró a la biodiversidad un servicio ecosistémico en sí mismo (Perrings, Folke y Mäler, 1992; Cardinale *et al.*, 2012).

Durante dos décadas (1990-2010) los investigadores de esta corriente generaron conocimientos sobre los servicios que proporcionan los ecosistemas naturales y modificados a la sociedad (Assessment-Millennium-Ecosystem, 2005; Cardinale *et al.*, 2012). Se ha visto que la optimización de los ecosistemas para generar provisiones como madera, alimento, fibra y

combustibles, han simplificado su estructura, composición y funcionamiento en todas las escalas; la simplificación ha mejorado los servicios de suministro, pero ha reducido otros, particularmente aquellos de regulación y, en consecuencia, la simplificación ha conducido a pérdidas de biodiversidad (Assessment-Millennium-Ecosystem, 2005).

A diferencia de las investigaciones relacionadas a la BFE, los estudios de la BSE no arrojan resultados cuantitativos porque muchos servicios ecosistémicos no pueden medirse. No obstante Cardinale *et al.* (2012) concluye que las siguientes conclusiones resumen los conocimientos generados en esas dos décadas: 1) la biodiversidad por si misma influye directamente o está fuertemente correlacionada con ciertos servicios de suministro y regulación; 2) para muchos ecosistemas y servicios ecosistémicos la evidencia de los efectos de la diversidad está mezclada, la contribución de la biodiversidad a un servicio particular no está bien definida; 3) En muchos servicios ecosistémicos no hay datos suficientes para evaluar su relación con la biodiversidad y 4) para un número pequeño de servicios ecosistémicos, la evidencia del impacto (positivo) de la biodiversidad va en contra de lo esperado.

#### *1.2.1.2. La evaluación de ecosistemas del milenio (EM)*

La EM inició en 2001 con la participación de 1360 expertos de 95 países y de diferentes disciplinas, que combinaron su experiencia para comprender las interrelaciones humanas con la naturaleza (Hassan *et al.*, 2005; Norgaard, 2008). Tuvo por objetivo evaluar las consecuencias en los cambios de los ecosistemas y su impacto en el bienestar de la humanidad, así como establecer las bases científicas necesarias para mejorar el uso sostenible de los ecosistemas y su contribución en el desarrollo humano (Hassan *et al.*, 2005).

La EM analizó el estado de conocimiento, la literatura científica, datos y modelos ya existentes (Millennium-Ecosystem-Assessment, 2005; Cardinale *et al.*, 2012). En ella destacaron los dos enfoques distintos de estudio de los ecosistemas, por un lado, la investigación sobre BFE desarrolló una gran cantidad de experimentos y teorías matemáticas que describieron como la diversidad genética, de especies y funcional de los organismos controla los procesos (funciones) en los ecosistemas (Cardinale *et al.*, 2012). Por otra parte, los estudios sobre BSE fueron en su mayoría correlativos, realizados a escala de paisaje y frecuentemente se enfocaron en analizar como los disturbios del hábitat influyeron en los servicios de suministro (bienes y servicios) y regulación de ecosistemas (Cardinale *et al.*, 2012).

Dieciocho evaluaciones fueron aprobadas como componentes de la EM, aunque la EM también recurrió a información de otras 16 evaluaciones sub-globales de países asociados que cumplieran con un subconjunto de criterios o estaban en etapas tempranas de desarrollo. El balance general fue que las actividades humanas han degradado los recursos y las funciones naturales de la tierra, y se pensaba que los ecosistemas no tendrían la capacidad de sostener a las generaciones futuras (Millennium-Ecosystem-Assessment, 2005). No obstante, se estableció que, con el diseño de nuevas estrategias y políticas apropiadas, en los siguientes de 50 años sería posible mitigar la degradación de los servicios ecosistémicos (Millennium-Ecosystem-Assessment, 2005; Norgaard, 2008).

A pesar de que la EM trato de reducir las incertidumbres de los resultados de las evaluaciones a través del conceso científico, rara vez fue posible estimarlas a través de métodos cuantitativos; los riesgos en los ecosistemas fueron pobremente cuantificados (Carpenter *et al.*, 2006; Carpenter *et al.*, 2009). La EM dejó un marco científico sin cubrir, relacionado a evaluar y dar seguimiento al estado de los ecosistemas e identificar aquellos con un alto riesgo de pérdida o degradación; este fue retomado por un grupo científico que generó un protocolo para determinar el estado de riesgo de los ecosistemas e integrarlos a listas globales que informen su estado (Nicholson *et al.*, 2009b; Rodríguez *et al.*, 2011).

#### *1.2.1.3. Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES)*

La IPBES fue creada en 2012 como un organismo intergubernamental independiente abierto a los países miembros de las Naciones Unidas, con el propósito de “*Reforzar la interfaz científico-política de la biodiversidad y los servicios ecosistémico para su conservación y uso sostenible, el bienestar humano a largo plazo y el desarrollo sustentable*” (IPBES, 2021). Un objetivo de la IPBES es proporcionar a los gobiernos, al sector privado y a la sociedad civil evaluaciones actualizadas, independientes y confiables desde el enfoque científico, para mejorar las medidas y decisiones normativas a nivel local, nacional, regional y mundial para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad (IPBES, 2019).

En 2019 la IPBES publico los resultados de la Evaluación Mundial sobre Diversidad Biológica y los Servicios Ecosistémicos, en ella participaron 150 expertos de todo el mundo y 350 autores colaboradores. Se analizaron 15,000 publicaciones científicas, así como, un importante

conjunto de conocimientos indígenas y locales (IPBES, 2019). Marcó un precedente al ser la primera evaluación realizada por un órgano intergubernamental, y la primera en casi 15 años después de la EM. Es el referente más actual que se tiene del estado y las tendencias del mundo natural, sus implicaciones sociales, sus causas directas e indirectas, y sobre todo, las medidas que aún se pueden adoptar para garantizar un mejor futuro para todos (IPBES, 2019).

Los resultados presentados en esta evaluación relacionados al estado de los ecosistemas en tierra firme indican que en la mayor parte del planeta los ambientes naturales se han visto afectados por actividades antrópicas: 75% de la superficie terrestre ha sufrido alteraciones considerables y se ha perdido más del 85% de la extensión de humedales. Aunque la tasa de pérdida forestal ha disminuido desde el 2000, en los trópicos entre 2010 y 2015 se perdieron 32 millones de hectáreas. En algunos países la extensión de los bosques tropicales-subtropicales y los bosques templados va en aumento. De forma general las especies nativas se han reducido en, por lo menos, 20% desde 1900 y es muy probable que actualmente el proceso se esté acelerando, más de un millón de especies de flora y fauna se encuentran en peligro de extinción, lo que equivale al 25% de la diversidad de plantas y animales; en los últimos 50 años las poblaciones de vertebrados silvestres han disminuido. Muchas regiones con gran diversidad biológica y endemismos se han visto afectadas por especies exóticas invasoras (IPBES, 2019).

Desde 1970 el cambio de uso de suelo el proceso que más repercusión ha tenido en ecosistema terrestres, humedales y dulceacuícolas, principalmente provocado por la expansión de la frontera agrícola y pecuaria: más de un tercio de la superficie terrestre se destinan a estas actividades. Asimismo, las zonas urbanas se han duplicado desde 1992, con su inherente infraestructura vinculada al crecimiento de la población humana y el consumo que se ha producido a expensas de los bosques (principalmente tropicales), humedales y praderas. El segundo conductor amenazante relacionado a esta demanda es la sobreexplotación de recursos naturales, principalmente provocada por el crecimiento en casi cuatro veces el tamaño de la población humana en los últimos 50 años (IPBES, 2019).

Las proyecciones muestran que estas tendencias negativas continuarán empeorando en varios escenarios futuros, por lo que no se lograrán los objetivos sociales y ambientales internacionales como las Metas de Aichi para la biodiversidad y la agenda 2030 para el desarrollo sostenible, entre otros. Esto pone en riesgo la provisión de alimentos y piensos, energía,

medicamentos, recursos genéticos y toda una variedad de materiales fundamentales para el bienestar físico de las personas y la conservación cultural. No obstante, si se emprenden iniciativas coordinadas con urgencia que promuevan un cambio transformador, es posible restaurar, aprovechar y conservar la naturaleza sosteniblemente; esto incluyen la aplicación de los instrumentos normativos existentes, una mayor cooperación internacional y medidas vinculadas pertinentes a una escala local (IPBES, 2019). El conocimiento del estado de riesgo de los ecosistemas a diferentes escalas es fundamental para la toma de decisiones y el diseño de políticas que coadyuven al cumplimiento de objetivos de conservación y desarrollo sostenible (Keith *et al.*, 2015).

### ***1.2.2. Método de evaluación de riesgo de la Lista Roja de Ecosistemas***

En octubre de 2008, en el Cuarto Congreso Mundial de la Naturaleza, los miembros de la IUCN<sup>1</sup> acordaron (mediante la resolución CGR.MOT024) desarrollar un método estándar, aplicable a nivel local, regional y global que sirviera para evaluar el estado de los ecosistemas (Nicholson *et al.*, 2009b; Bland *et al.*, 2017a). Como parte de su construcción, Nicholson *et al.* (2009b) analizaron 12 protocolos disponibles (Australia, Gales, Canadá, EEUU, Estonia y Nueva Zelanda) que evaluaban las amenazas de comunidades ecológicas, examinaron la definición que se usa en cada protocolo para delimitar sus áreas de estudio, los umbrales de extinción y las categorías de riesgo.

En su análisis identificaron problemas operativos y conceptuales asociados al desarrollo de un método estándar ya que sus resultados fueron significativamente sensibles a la escala, se emplearon diferentes umbrales para establecer categorías de riesgo y los periodos de tiempo no tenían consistencia entre protocolos. Asimismo, en 11 de ellos se incluyó la variable de “reducción en la función ecológica” de forma cualitativa y no cuantitativamente. Finalmente, los autores concluyeron que los criterios de evaluación deberían aplicarse a un gran número de comunidades ecológicas, abordar sinergias entre tipos de amenazas, ser explícitos y repetibles en sus conceptos, parámetros y escala. Además, deberían enfocarse a la extensión y declinación en su distribución, así como en los cambios de las funciones ecológicas claves (Nicholson *et al.*, 2009b).

---

<sup>1</sup> Entre los miembros se encuentran instituciones oficiales del sector ambiental en México como CONABIO y SEMARNAT, además de diversas organizaciones no gubernamentales, los miembros se pueden consultar en el portal de la IUCN: <https://www.iucn.org/es/qui%C3%A9nes-son-nuestros-miembros>.

Las primeras iniciativas para la evaluación de riesgo en los ecosistemas se construyeron con analogías de criterios utilizados para evaluar el estado de riesgo de extinción de especies (IUCN, 2020) y fueron diseñados para aplicaciones regionales (Rodríguez *et al.*, 2011). Los primeros protocolos fueron a escalas nacionales o regionales y dirigidos a comunidades de plantas terrestres (Keith *et al.*, 2013a). Por ejemplo, Blab, Riecken y Ssymank (1995) estimaron el estado de los biotopos de Alemania mediante el análisis de las amenazas relacionadas a la pérdida de área, degradación progresiva y habilidad de regeneración. Por su parte, Rodríguez, Balch y Rodríguez-Clark (2007) estimaron el riesgo de “extinción” de cinco ecosistemas: bosques tropicales de Indonesia, la selva atlántica y la selva espesa en Brasil, pastizales en Sudáfrica y bosques secos costeros de Venezuela; en los cuales, delimitaron los ecosistemas terrestres por tipos de vegetación y utilizaron datos espaciales de percepción remota para su análisis. A partir de ellos evaluaron cuatro criterios para definir el estado de los ecosistemas: 1) reducción de la cobertura y amenazas continuas, 2) tasas aceleradas de cambio de uso del suelo, 3) incremento en la fragmentación y 4) distribución geográfica ampliamente restringida, los cuales asociaron a escalas temporales de 30 años, aunque en algunos criterios esta escala fue flexible.

A partir de estos estudios (entre otros), en el 2011 se publicó el primer protocolo para evaluar el estado de riesgo de ecosistemas a nivel local, regional y global, él se sentaron las bases cuantitativas y los criterios utilizados en trabajos posteriores (Rodríguez *et al.*, 2011). En años subsecuentes estos criterios fueron difundidos y puestos a prueba en un conjunto de ecosistemas a nivel mundial (Bland *et al.*, 2016), estos experimentos fueron la base teórica de los criterios que actualmente forman el modelo de evaluación de riesgo de la LRE de la IUCN (Keith *et al.*, 2013a; Keith *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2016; Bland *et al.*, 2017a). Con estas bases, en el Quinto Congreso Mundial de la Naturaleza del 2012 se aprobó un protocolo para la evaluación de riesgo de los ecosistemas, posteriormente en mayo del 2014 la IUCN adoptó el protocolo como un estándar mundial. A partir de entonces se han publicado dos versiones (2016 y 2017) de las Directrices para la aplicación de categorías y criterios de la LRE (Bland *et al.*, 2016; Bland *et al.*, 2017a).

El trabajo publicado por Keith *et al.* (2013a), se derivó de experimentos previos y décadas de investigación en el tema de evaluación de riesgos de ecosistemas, estableció las bases científicas para el protocolo de evaluación de riesgo de la LRE de la IUCN. Por primera vez se introduce el

término “colapso” para definir el punto final del ecosistema (análogo al término de “extinción” en especies).

### **1.2.3. El ecosistema y sus límites**

El término ecosistema fue introducido por el Arthur George Tansley en 1935, quien teóricamente lo definió como la unidad fundamental ecológica, constituida por la relación entre la biocenosis (conjunto de organismos vivos) y un biotopo (medio físico o ambiente) (Tansley, 1935). A pesar de que muchos autores han abordado su estudio, la mayoría concuerda que el ecosistema está compuesto por cuatro elementos esenciales: un complejo biótico o ensamble de especies, un ambiente abiótico asociado, interacciones y procesos dentro y entre elementos, y un espacio físico donde se desarrolla (Millennium-Ecosystem-Assessment, 2005; Keith *et al.*, 2013a).

Epistemológicamente el ecosistema tiene tres dimensiones del concepto: significado, modelo y metáfora. La primera corresponde a la definición clásica ya descrita propuesta por Tansley. La segunda, debido a que la definición conceptual es neutra en escala y restricción, los modelos son necesarios para traducir la definición en herramientas utilizables, requieren que se especifiquen las partes, interacciones y el alcance del sistema en modelos verbales, gráficos, diagramáticos, físicos o cuantitativos (Pickett y Cadenasso, 2002). Las pseudo fronteras son circunscritas con base en elementos funcionales, además, las escalas espacio-temporales son arbitrarias (Schultz, 1969; Velázquez y Larrazábal, 2011). Su estabilidad y homogeneidad depende de la escala de observación, un sistema más pequeño es menos estable. Predecir su estabilidad involucra tener en cuenta su escala y heterogeneidad, los procesos de degradación y amenazas no son lineales en extensión y temporalidad (O'Neill, 2001).

La incertidumbre sobre los límites de los ecosistemas quizá sea el problema más importante que se enfrenta en su estudio, es un obstáculo para su conceptualización como una unidad organizativa de la naturaleza (Schizas y Stamou, 2010). El ecosistema puede ser considerado como una entidad real y discreta con estructura y funcionamiento propio, acotada fisonómicamente a límites topográficos claros, pero también, concebida como una abstracción de un modelo ficticio donde se trata como un artefacto que es utilizado por los científicos para la elaboración de observaciones (Bergandi y Blandin, 1998; Jax, 2007; Schizas y Stamou, 2010). Una solución al problema de delimitación podría ser el resultado de un proceso de análisis que involucre la descripción de la relación que da origen a esa entidad en particular; este problema es medianamente

resuelto si se definen los límites espaciales de los ecosistemas de acuerdo con criterios y objetivos de estudio. Aunque siempre se tendrá la salvedad de que ecológicamente los elementos forman parte de una pirámide jerárquica de organización y al momento de la delimitación muchos de esos procesos quedarán fuera de las fronteras definidas (Schizas y Stamou, 2010).

La tercera concepción se refiere a que el ecosistema tiene un uso informal y simbólico en un lenguaje más general. En su sentido metafórico, el ecosistema representa uno o más conceptos o valores. Las metáforas estructurales para el ecosistema en su conjunto incluyen al ecosistema como máquina, como organismo y como algoritmo. Las metáforas conductuales incluyen ecosistemas como estructuras resilientes o ecosistemas como estructuras frágiles. Las metáforas se pueden usar en dos tipos de situaciones: científicas y sociales. En la ciencia, la metáfora juega un papel generativo o creativo, un proceso bajo investigación, especialmente en su desarrollo inicial, puede compararse con algún otro fenómeno, por ejemplo, en la evolución, la selección artificial o la reproducción de plantas y animales sirvieron como metáforas de un mecanismo central de cambio evolutivo y selección natural (Pickett y Cadenasso, 2002).

La EEM define que los seres humanos son parte integral de los ecosistemas (Assessment-Millennium-Ecosystem, 2005). Berkes y Folke (1998) sostienen que no se pueden separar los sistemas sociales a los sistemas ecológicos. Bajo esta perspectiva nace el concepto de “socioecosistema” o sistemas socio-ecológicos para hacer énfasis en el concepto integrador del ser humano y naturaleza (Berkes y Folke, 1998). Por tanto, el sistema es complejo y adaptativo en el cual interactúan distintos componentes culturales, sociales, políticos, productivos e históricos con elementos ecológicos, ambientales y geográficos (Resilience-Alliance, 2010).

La delimitación de ecosistemas para su análisis de riesgo en el marco de la LRE se basa en el concepto de Tansley para definir y describir sus elementos: biota nativa característica, el entorno físico, los procesos e interacciones más destacados y la distribución espacial (Rodríguez *et al.*, 2015). La clasificación de ecosistemas tipo se han basado en tipologías desarrolladas a nivel nacional y regional, p. ej., mapas de biotopos, tipos de vegetación, comunidades ecológicas, tipos de hábitat y tipos de cobertura terrestre con sensores remotos (Keith *et al.*, 2013a; Nicholson *et al.*, 2015; Rodríguez *et al.*, 2015). En general, principalmente se emplea al tipo de vegetación como un indicador de ocurrencia del ecosistema (Velázquez *et al.*, 2016), con base en ello se han

realizado la mayoría de las evaluaciones de ecosistemas distribuidos en tierra firme alrededor del mundo (Janssen *et al.*, 2016; Bland *et al.*, 2019; Ferrer- Paris *et al.*, 2019).

#### **1.2.4. Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN**

Actualmente, para solventar las ambigüedades en los esfuerzos mundiales, regionales y nacionales para evaluar y gestionar los riesgos para los ecosistemas, la IUCN desarrolla una tipología sistemática para todos los ecosistemas de la Tierra, que representen tanto la diversidad funcional como la biodiversidad de los ecosistemas. Se sustenta en seis principios (Keith, Ferrer-Paris, Nicholson y Kingsford, 2020):

1. Representación de procesos ecológicos: los grupos reflejan los principales procesos ecológicos, dando forma al conjunto del ecosistema y manteniendo sus características y rasgos que los definen. Los principales componentes del ecosistema, los impulsores, los estados y las transiciones deben ser coherentes dentro de un grupo.
2. Representación de la biota: dentro de los grupos, los ecosistemas reflejan no sólo las funciones, sino la identidad de la biota.
3. Consistencia conceptual en toda la biosfera: la tipología debe abarcar todos los componentes de la biosfera dentro de un marco teórico único, promoviendo una cobertura completa de ecosistemas de todos los ambientes, proporcionando una consistencia lógica, identificación robusta y comparación entre unidades.
4. Estructura escalable: Las agrupaciones deben organizarse en una estructura jerárquica o anidada para reflejar la naturaleza y la magnitud de sus similitudes. Permite la representación de diferentes características en determinados niveles jerárquicos y facilita las aplicaciones a distintas escalas espaciales y organizativas.
5. Unidades espacialmente explícitas: las distribuciones de las unidades deben ser cartografiables mediante cualquier combinación práctica de observación del terreno, teledetección y modelización espacial. Permite realizar análisis espaciales comparativos y análisis de series temporales de la extensión y distribución de los ecosistemas para el seguimiento y la elaboración de informes.
6. Parsimonia y utilidad: la tipología no debe ser más complejo de lo que se requiere, debe utilizar terminología simple, accesible y claramente definida.

La Tipología Global establece un sistema de clasificación jerárquica que, en sus niveles superiores, define los ecosistemas por sus funciones ecológicas convergentes y, en sus niveles inferiores, distingue los ecosistemas con contrastantes conjuntos de especies dedicadas a esas funciones (Keith *et al.*, 2020).

En el nivel superior de la Tipología Global de Ecosistemas divide la biosfera en cinco reinos globales: 1) terrestre, 2) subterráneo, 3) dulceacuícola (incluyendo las masas de agua salina en tierra), 4) marino y 5) atmosférico, las interfaces entre ellos se reconocen como reinos de transición (p. ej., los manglares). En el nivel 2, define 25 biomas, componentes de un reino central o de transición unidos por uno o unos pocos impulsores ecológicos principales comunes que regulan las principales funciones ecológicas. Entre ellos se encuentran biomas terrestres conocidos (p. ej., los bosques tropicales/subtropicales, matorrales y desiertos), así como agrupaciones funcionalmente que quedan fuera del ámbito tradicional del concepto de bioma (biomas lénticos y lóticos de agua dulce, marinos bentónicos pelágicos y de aguas profundas, subterráneos dulceacuícolas y antropogénicos). El nivel 3 se incluyen 108 grupos funcionales, abarcan ecosistemas relacionados dentro de un bioma que comparten impulsores y dependencias ecológicas comunes y, por tanto, presentan rasgos bióticos convergentes. Algunos ejemplos: bosques caducifolios templados, sabanas tropicales, matorrales tropicales secos, arroyos estacionales de las tierras altas, los bosques intermareales, las aguas oceánicas epipelágicas, entre otros (Keith *et al.*, 2020). La clasificación de éstos tres niveles actualmente están publicados, y la construcción de los niveles cuatro al seis se encuentra en construcción.

Los tres niveles inferiores de la tipología (cuatro a seis) están diseñados para representar diferentes expresiones de composición de grupos de ecosistemas funcionalmente convergentes. Las unidades de nivel 4 (ecotipos biogeográficos) corresponden a una subdivisión de los grupos funcionales (nivel 3) mediante el uso de una plantilla ecorregional, sin embargo, la aplicación de la plantilla espacial fija en todos los grupos de ese nivel limita el margen de ajuste de las unidades. El segundo enfoque aborda este problema desarrollando los niveles 5 y 6 de la tipología (tipos de ecosistemas globales y subglobales, respectivamente) desde la base. En la práctica, los tipos de ecosistemas subglobales se basan en clasificaciones locales establecidas que se benefician de la abundancia de datos de observación directa y de la experiencia disponible a escala local. La incorporación de estas clasificaciones a un marco global reconoce el valor de las importantes

inversiones en la adquisición y el desarrollo de datos, así como la integración de estas clasificaciones en los instrumentos políticos y los planes de gestión (Keith *et al.*, 2020).

### **1.2.5. Colapso del ecosistema**

A diferencia de las especies y poblaciones donde sí es posible establecer un punto relativamente discreto que es la extinción, para los ecosistemas se puede establecer un punto análogo donde la última ocurrencia del ecosistema desaparezca (Keith *et al.*, 2013a). No obstante, en la práctica muchas de sus características pueden terminarse mucho antes de que esto suceda (Keith *et al.*, 2013a; Keith *et al.*, 2015). Incluso, el ecosistema puede transformarse en uno nuevo con elementos completamente diferentes a los originales y con mecanismos de organización y relación distintos, cuyos puntos de transición son inciertos, aunque pueden ser estimados dentro de intervalos factibles (Regan, Colyvan y Burgman, 2002; Hobbs *et al.*, 2006). El concepto análogo a extinción de especies relacionado a la desaparición o transformación del ecosistema es el “colapso” (Keith *et al.*, 2013a).

El colapso ecosistémico es un concepto controversial en ecología, de historia reciente y que cada vez está recibiendo mayor atención en la literatura científica (Scheffer, Carpenter, Foley, Folke y Walker, 2001; Sato y Lindenmayer, 2018). Los primeros antecedentes formales surgieron con modelos teóricos que establecieron la noción de que los ecosistemas pueden cambiar su estabilidad por estados alternativos, con diferentes puntos de equilibrio que oscilan en umbrales acotados a lo largo del tiempo (Holling, 1973; May, 1977). Sin embargo, los ecosistemas profundamente afectados por cambios externos muestran oscilaciones de puntos críticos más frecuentes, amenazando la persistencia de sus relaciones y poniendo el riesgo la existencia del sistema original (Holling, 1973).

Actualmente existen dos paradigmas sobre el colapso ecosistémico, el primero que establece que puede medirse, evaluarse y modelarse para determinar umbrales y categorías de riesgo (Keith *et al.*, 2013a; Bland *et al.*, 2017a; Rowland *et al.*, 2018). Por otro lado, existen investigadores que sostienen que pragmáticamente no es factible medir y evaluar el colapso (Boitani *et al.*, 2015), debido a que el ecosistema es un concepto abstracto y teórico que carece de fronteras espacialmente definidas; además, su estabilidad, estados alternativos, composición y procesos de cambio dependen de la escala de observación y la temporalidad de análisis (O'Neill, 2001; Boitani *et al.*, 2015; Sato y Lindenmayer, 2018).

En una revisión sistemática de literatura científica realizada por Sato y Lindenmayer (2018), analizaron 64 publicaciones relacionadas a la predicción del colapso de ecosistemas en el periodo 2003 a 2015. Determinaron que las definiciones funcionales del colapso ecosistémico son escasas: solo se han documentado formalmente cuatro experimentos distintos para intentar definirlo (registrados en nueve publicaciones). Las publicaciones revisadas corresponden a seis estudios de revisión, 29 artículos teóricos y 29 empíricos, de éstos últimos sólo nueve fueron experimentales. Los autores encontraron que los análisis se han enfocado principalmente a ecosistemas acuáticos (42 estudios); solo 13 estudios fueron realizados en ecosistemas terrestres, siete de ellos describen el ecosistema bajo análisis y solo tres de éstos demostraron viabilidad para predecir el colapso. Además, encontraron discrepancias entre la proyección de colapso y la predicción de colapso a tiempo para evitarlo, es decir, muchas ocasiones se detectaron indicadores de alerta que fueron explícitos cuando el ecosistema ya había colapsado.

Sin embargo, todos los estudios revisados sugieren que es posible predecir matemáticamente el colapso, aunque los indicadores de alerta temprana no pueden realizarlo de manera confiable en todos los ecosistemas, es necesario implementar umbrales y el monitoreo de indicadores cuantitativos que sintetizen los procesos y representen el estado del ecosistema (Rowland *et al.*, 2018; Sato y Lindenmayer, 2018). Los indicadores de alerta temprana utilizados para predecir el colapso deben perfeccionarse para su aplicación práctica general. Es necesario, mejorar la solidez de las predicciones exige una comprensión íntima y a largo plazo de la dinámica de los ecosistemas y de los generadores de cambio. Esto, a su vez, requiere la experimentación y el seguimiento a largo plazo de los ecosistemas (Sato y Lindenmayer, 2018).

El concepto de colapso ecosistémico más ampliamente reconocido y aplicado globalmente fue establecido por Keith *et al.* (2013a) que lo define como *“la transición de una o más de las variables que definen la identidad del ecosistema a un punto fuera de su intervalo acotado. Puede decirse entonces que el colapso es una transformación de la identidad, la pérdida de los rasgos característicos y el reemplazo por un nuevo ecosistema. El colapso es una transformación de la identidad, la pérdida de los rasgos característicos y el reemplazo por un nuevo ecosistema”*. Fue construido con base en teorías ecológicas para generar una síntesis robusta de planificación de conservación y ecología de procesos. El objetivo es que se traduzca en protocolos de evaluación prácticos que se apliquen a una amplia variedad de ecosistemas para evaluar su pérdida de

biodiversidad, servicios ecosistémicos y transformación de sus características funcionales (integridad ecológica), principalmente por actividades antropogénicas (Keith *et al.*, 2013b; Keith *et al.*, 2015). Con base en este concepto se han evaluado y clasificado —de acuerdo a su riesgo de colapso— 2281 ecosistemas de 100 países que forman parte de la iniciativa de la LRE) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (Bland *et al.*, 2019).

En este contexto, el riesgo del ecosistema es entendido como “*la probabilidad de un resultado adverso en un período de tiempo determinado*” (Keith *et al.*, 2013a; Bland *et al.*, 2016). La teoría que fundamenta la evaluación de riesgos establece umbrales de amenaza y la existencia de un punto final que infiere el fin o el cambio de características del recurso evaluado, (Burgman, Ferson y Akçakaya, 1993), en el caso de ecosistemas este punto es el colapso.

Las evidencias de evaluación de colapso ecosistémico y la consecuente categorización de riesgo en la LRE, indican que los principales criterios empleados están relacionados a variables espaciales (Keith *et al.*, 2013a; Sato y Lindenmayer, 2018; Bland *et al.*, 2019). Probablemente la pérdida de cobertura, extensión y distribución geográfica es la principal variable empleada para determinar el colapso, ya que se asume que la estructura del ecosistema está directamente relacionada con ella (Crespin y Simonetti, 2015; Alaniz *et al.*, 2016). Los indicadores bióticos y abióticos, así como sus relaciones son más complejos de construir y se tienen que basar en modelos experimentales y/o predictivos que implique el monitoreo de los ecosistemas a largo plazo para la definición de sus umbrales acotados (Bland *et al.*, 2017b; Rowland *et al.*, 2018).

#### ***1.2.6. Escalas de las unidades de evaluación***

Actualmente, la biodiversidad es analizada más ampliamente para incluir genes, especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes; cada nivel de organización biológica exhibe una composición, estructura y función característica y compleja. La biodiversidad ocurre en una variedad de escalas espaciales o geográficas, como resultado, las recomendaciones se enfocan en la necesidad de conservar patrones y procesos ecológicos dinámicos de múltiples escalas que sustenten el complemento completo de la biota y sus sistemas naturales de apoyo (Poiani, Richter, Anderson y Richter, 2000).

Dada las características y elementos que definen a un ecosistema, en término estrictos pueden corresponder a grandes complejos naturales (un océano, un bosque, una ecorregión) pero

también a áreas muy pequeñas (un charco, un seto, una zanja) (Carré *et al.*, 2012). Alrededor del mundo las evaluaciones de riesgo ecosistémico se han aplicado a múltiples escalas, varían dependiendo del contexto de aplicación, dejando a los evaluadores los criterios de definición y descripción de los elementos, interacciones y límites del ecosistema a los cuales se analiza (Keith *et al.*, 2013a; Nicholson *et al.*, 2015). Dada la variedad de las necesidades para la planificación de conservación, se requieren evaluaciones a múltiples escalas, desde la global a la local (Keith *et al.*, 2013a). La Tipología Global de Ecosistemas recientemente publicada trata de dar mayor certidumbre a la delimitación de ecosistemas a través de un proceso jerárquico anteriormente descrito (Keith *et al.*, 2020).

El efecto de la escala es fundamental en el resultado de las evaluaciones de riesgo, los procesos que ocurren a una escala de paisaje no pueden verse a una escala local y el deterioro a nivel local pueden verse enmascarados al abordarse a una escala de paisaje (O'Neill, 2001). Las evaluaciones de riesgo se han aplicado a distintas escalas, desde ecosistemas definidos a nivel continental en Europa y América (Gubbay *et al.*, 2016; Janssen *et al.*, 2016; Ferrer- Paris *et al.*, 2019), a nivel nacional en distintos países como Finlandia (Kontula y Raunio, 2018), Costa Rica (Herrera-F, Zamora y Chacón, 2015), Chile (Alaniz *et al.*, 2016), China (Tan *et al.*, 2017), República Checa (Chytrý *et al.*, 2019), entre otros. A nivel subnacional utilizando provincias fitogeográficas, límites de unidades administrativas como estados, cantones, departamentos y provincias. Asimismo, se han aplicado a ecosistemas con distribución en un sitio específico o bien a la extensión total de un ecosistema con distribución única (Bland *et al.*, 2019). La escala a la que se han abordado las evaluaciones de riesgo obedece a objetivos particulares en diferentes jerarquías.

Cada nivel de organización biológica exhibe una composición, estructura y función características complejas que deben abordarse en análisis integrales (Poiani *et al.*, 2000). Para evaluar la cobertura completa de ecosistemas de todos los ambientes, deben organizarse en una estructura jerárquica que refleje la naturaleza y la magnitud de sus similitudes, además, que permita la representación de diferentes características y facilite las aplicaciones a distintas escalas espaciales y organizativas (Keith *et al.*, 2020). Las evaluaciones deben ofrecer flexibilidad y generalidad para aplicar de forma robusta a diferentes niveles, ya que las evaluaciones están orientadas a la planificación de conservación, el diseño de estrategias y políticas públicas, muchas

de ellas están relacionadas a la administración del territorio en distintos grados de organización: continental, nacional, subnacional y local (Keith *et al.*, 2013b).

La dimensión temporal es otro factor trascendente, un ecosistema puede desarrollarse, persistir y cambiar con el tiempo, lo que puede parecer estable como fluctuante según el período considerado (Holling, 1973). Boitani, Mace y Rondinini (2015) sostienen que es complicado calcular temporalmente el rango de variación de un ecosistema que cambia de estados estacionales a evolutivos. Sin embargo, existe evidencia que las señales de colapso varían entre 1 y 40 años antes de un cambio (Sato y Lindenmayer, 2018).

La LRE establece en sus criterios periodos de 50 años para evaluar el riesgo de colapso: 50 años al pasado, al futuro o un lapso pasado-presente-futuro. Este marco temporal se considera adecuado para capturar las tendencias actuales y suficientemente amplio para distinguir los cambios de las variaciones naturales de los ecosistemas (Bland *et al.*, 2017a); además, provee una base temporal adecuada para establecer predicciones a futuro (Keith *et al.*, 2013b). Asimismo, las evaluaciones del comportamiento histórico del ecosistema son esenciales para aquellos que tienen biota con tiempos generacionales largos y rotaciones lentas de las poblaciones, así como especies clave que pudieron haber sufrido reducciones históricas significativas (Bland *et al.*, 2017a). Aun cuando las tasas de degradación futura se reducen, las reducciones históricas pueden predisponer al ecosistema a amenazas adicionales (Keith *et al.*, 2013b). El año de referencia del periodo histórico es 1750 que corresponde al tiempo aproximado en que comenzó el aprovechamiento a escala industrial de los ecosistemas en muchas partes del mundo (Bland *et al.*, 2017a).

### ***1.2.7. Categorías y criterios de la Lista Roja de Ecosistemas***

El método de evaluación de riesgo de colapso propuesto por la LRE está compuesto de categorías, criterios y umbrales. Las categorías son el resultado de la evaluación de los criterios en marcos temporales; se puede evaluar el ecosistema con uno o más de ellos y su categoría de riesgo más alta es la dada por cualquiera de los criterios empleados.

#### ***1.2.7.1. Las categorías***

Las categorías son similares a las de la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN, con la excepción de que el punto final en una especie es la Extinción (EX) y para ecosistemas es el Colapso (CO) (Keith *et al.*, 2013a; Rodríguez *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2016). Las categorías de riesgo son: En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU); los ecosistemas que

apenas no cumplen con los criterios cuantitativos de amenaza se clasifican como Casi Amenazado(NT); los que no cumplen con ninguno de los criterios cuantitativos de Amenaza son LC (Preocupación Menor), aquellos que cuentan con datos suficientes para su análisis son DD (Datos Insuficientes) y los que no han sido evaluados (NE) (Fig. 3) (Keith *et al.*, 2013a).



Figura 3. Categorías de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN, tomado de Bland *et al.* (2016).

#### 1.2.7.2. Los criterios

A) *Reducción en la distribución geográfica.* Es un aspecto asociado casi de forma universal a los métodos de evaluación de riesgo de biodiversidad (Nicholson, Keith y Wilcove, 2009a), es análogo al paradigma de disminución de poblaciones propuesto por Caughley (1994), ya que ambos representan una disminución en la abundancia de la biota. De acuerdo a MacArthur y Wilson (1967), la diversidad de especies dentro de un ecosistema está relacionada positivamente con el área disponible, por lo que, al disminuir el área, se disminuyen la capacidad de carga para las especies que lo componen, la diversidad de nichos y las oportunidades para la repartición espacial de los recursos y la evasión de competidores, depredadores y patógenos (Harpole y Tilman, 2007; Shi, Ma, Wang, Zhao y He, 2010).

Este criterio se evalúa en escalas de tiempo de 50 años al pasado (Subcriterio A1), 50 años al futuro (Subcriterio A2a), 50 años entre presente-pasado-futuro (A2b) y desde 1750 (A3). Los umbrales se aplican en porcentaje de reducción en un marco de tiempo dado,

p. ej., si en los últimos 50 años el ecosistema se redujo en 80% de su distribución geográfica corresponde a la categoría CR, en la Tabla 1-A se muestran la combinación criterios y umbrales para definir las categorías de riesgo.

- B) *Distribución restringida*. Los procesos que amenazan a los ecosistemas se encuentran espacialmente agregados. Por ejemplo, catástrofes o eventos de disturbio, invasiones localizadas de especies exóticas y cambios climáticos regionales (Keith *et al.*, 2013a; Keith *et al.*, 2015). Los riesgos asociados se distribuyen a lo largo de parches independientes en un ecosistema de amplia distribución, no así en ecosistemas con distribuciones geográficas restringidas (Nicholson *et al.*, 2009a). El objetivo de este criterio es identificar los ecosistemas cuya distribución restringida provoque el colapso como consecuencia de la concurrencia de eventos o procesos amenazantes (Nicholson *et al.*, 2009a; IUCN, 2011). Asimismo, sirve para evaluar el hábitat ocupado por la biota que compone el ecosistema que se encuentra relacionada positivamente con la viabilidad de una población a través de la capacidad de carga, independientemente de su exposición a eventos catastróficos (Burgman *et al.*, 1993). Este criterio se evalúa con base en el área del polígono convexo mínimo (extensión de presencia: EOO), el número de celdas ocupadas de 10X10 Km (área de ocupación: AOO) y con el número de localidades existentes, lo anterior siempre y cuando haya una amenaza explícita (Tabla 1-B).
- C) *Degradación ambiental*. La degradación ambiental o abiótica reduce la capacidad de un ecosistema para sostener sus elementos bióticos (Keith *et al.*, 2013a). La relación especie-área dan una base teórica para este criterio al incorporar la influencia de la calidad del hábitat sobre el número de especies capaces de existir en un área determinada (Huth y Possingham, 2011). Para estimar este criterio se obtiene un índice de ‘severidad relativa’ que es magnitud estimada de degradación, expresada como un porcentaje de un cambio lo suficientemente grande para causar el colapso de un ecosistema (Bland *et al.*, 2017a). Representa el cociente del cambio observado en la adecuación ambiental (para la biota del ecosistema) a lo largo de un periodo de tiempo dado, entre la cantidad de cambio que causaría el colapso del ecosistema (Keith *et al.*, 2013a). Los periodos de tiempo y los umbrales de severidad relativa se muestran en la Tabla 1-C.

- D) *Alteración de los procesos e interacciones bióticas.* La pérdida de biodiversidad reduce la capacidad de los ecosistemas, entre otras cosas, de captar recursos, producir biomasa, descomponer la materia orgánica, y reciclar carbono, agua y nutrientes; además, reduce la estabilidad de estas funciones a lo largo del tiempo (Cardinale et al., 2012). Las interacciones entre organismos con el ambiente, la funcionalidad de los taxones, las jerarquías y procesos biológicos entre ellos permite la persistencia del ecosistema y los procesos de resiliencia (Keith et al., 2013a; Bland et al., 2016). Al igual que la degradación ambiental, los umbrales de colapso se establecen con base en un índice de severidad relativa en periodos de tiempo similares a los del criterio C y A (Tabla 1-D).
- E) *Estimación cuantitativa de riesgo de colapso ecosistémico.* La interacción de dos o más elementos puede producir síntomas adicionales en el ecosistema, se pueden integrar múltiples mecanismos y sus interacciones en un modelo matemático de simulación de la dinámica de los ecosistemas para producir estimaciones cuantitativas que estimen la probabilidad de riesgo de colapso, los umbrales se pueden ver en la Tabla 1-E (Bland et al., 2017a).

Tabla 1. Los cinco criterios usados para evaluar el riesgo de los ecosistemas según las Categorías y Criterios de las Listas Rojas de Ecosistemas de UICN (Keith *et al.*, 2013a; Bland *et al.*, 2017a).

A. Reducción de la distribución geográfica en CUALQUIERA de los siguientes períodos de tiempo:					
		CR	EN	VU	
A1	Presente (durante los últimos 50 años).	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A2a	Futuro (durante los próximos 50 años).	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A2b	Futuro (a lo largo de cualquier período de 50 años que incluya el presente y el futuro).	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%	
A3	Histórico (desde 1750).	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%	
B. Distribución geográfica restringida indicada por CUALQUIERA de los siguientes estimados (B1, B2 o B3):					
		CR	EN	VU	
B1	Área de un polígono convexo mínimo que abarque todos los sitios donde está presente (Extensión de la Presencia) Y por lo menos una de las siguientes (a-c): (a) Disminución continua, observada o inferida a partir de: i. una medida de extensión espacial apropiada al ecosistema; <b>O</b> ii. una medida de la calidad ambiental apropiada para la biota característica del ecosistema; <b>O</b> iii. una medida de alteración de las interacciones bióticas apropiada para la biota característica del ecosistema. (b) Procesos de amenaza observados o inferidos que probablemente causen disminuciones continuas en la distribución geográfica, la calidad ambiental, o las interacciones bióticas en los próximos 20 años. (c) El ecosistema existe en ...	≤ 2,000 km <sup>2</sup>	≤ 20,000 km <sup>2</sup>	≤ 50,000 km <sup>2</sup>	
B2	El número de celdas 10 x 10 km ocupadas (Área de Ocupación) Y por lo menos uno de los subcriterios (a-c) señalados para B1.	≤ 2	≤ 20	≤ 50	
B3	Muy pocas localidades (generalmente menos de 5) Y susceptible a efectos de actividades humanas o eventos estocásticos en el futuro próximo y por lo tanto capaz de colapsar o clasificarse como CR en un lapso de tiempo muy corto (B3 sólo puede conducir a una clasificación como VU).			VU	
C. Degradación ambiental durante CUALQUIERA de los siguientes períodos de tiempo:					
	Severidad relativa (%)				
C1	Últimos 50 años, basada en el cambio de una variable abiótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 80	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 50	CR	EN	VU
		≥ 30	EN	VU	
C2	Próximos 50 años o cualquier período de 50 años que incluya el presente y el futuro, basada en el cambio de una variable abiótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 80	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 50	CR	EN	VU
		≥ 30	EN	VU	
C3	Desde 1750, basada en el cambio de una variable abiótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 90	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 70	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
D. Alteración de los procesos o interacciones bióticas durante CUALQUIERA de los siguientes períodos de tiempo:					
	Severidad relativa (%)				
D1	Últimos 50 años, basada en el cambio de una variable biótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 80	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 50	CR	EN	VU
		≥ 30	EN	VU	
D2	Próximos 50 años o cualquier período de 50 años que incluya el presente y el futuro, basada en el cambio de una variable biótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 80	≥ 80	≥ 50	≥ 30
		≥ 50	CR	EN	VU
		≥ 30	EN	VU	
D3	Desde 1750, basada en el cambio de una variable biótica que afecta una fracción de la extensión del ecosistema y con severidad relativa según los valores indicados en la siguiente tabla:	Extensión (%) ≥ 90	≥ 90	≥ 70	≥ 50
		≥ 70	CR	EN	VU
		≥ 50	EN	VU	
E. Análisis cuantitativo ...					
	... que estime que la probabilidad de colapso de un ecosistema es:	CR	EN	VU	
		≥ 50% dentro de 50 años	≥ 20% dentro de 50 años	≥ 10% dentro de 100 años	

### **1.2.8. Sistema Jerárquico Estandarizado para la Clasificación de la Vegetación de México (SECLAVEMEX)**

Como se ha indicado, la vegetación es la expresión funcional de los ecosistemas, (Keith *et al.*, 2020). Los tipos de vegetación, tanto en México como en gran parte del mundo, se consideran los mejores indicadores de la diversidad del ecosistema dentro de un territorio determinado, frecuentemente son usados como equivalente de este. Para los países con baja diversidad alfa y beta, a pesar de su tamaño (por ejemplo, Canadá, Rusia, Argentina, Australia y entre muchos otros), la falta de un sistema de clasificación es irrelevante, dada la gama limitada de tipos de vegetación discernibles a través de la teledetección y relativamente pocas especies distribuidas en enormes espacios. La tarea de discernir los tipos de vegetación en países con alta diversidad alfa y beta (por ejemplo, Madagascar, Colombia, México y entre muchos otros) es muy compleja. Principalmente por tres motivos: la alta diversidad de especies endémicas, la alta tasa de recambio de especies entre sitios contiguos y la sustitución gradual de la vegetación, lo que impide su precisa clasificación con sistemas de teledetección (Velázquez *et al.*, 2016).

Velázquez *et al.* (2016) proponen el SECLAVEMEX para definir los niveles de organización de la vegetación en México, desde dos puntos de vista generales: la visión geográfica que comienza con la definición de biomas principales basada en criterios fisionómicos discernibles con un alto grado de certeza a través de imágenes de teledetección, y la visión botánica derivada del profundo conocimiento de las agrupaciones de especies en territorios dados que denotan varios niveles de agrupaciones a lo largo de las catenas. Este enfoque geobotánico es la clave para desarrollar inventarios rigurosos en ecosistemas, y aunque el método no está diseñado expreso para la delimitación de ecosistemas y su posterior evaluación de riesgo, su adaptación puede dar unidades robustas de análisis útiles para la construcción de una tipología local y nacional.

El SECLAVEMEX reconoce los diferentes estudios y clasificaciones previas de vegetación realizadas y las toma en cuenta para proponer un sistema jerarquizado a distintos niveles de agrupación. Esto permite definir escalas de trabajo congruentes que permitan el análisis patrones de vegetación, ya sea para con fines puramente académicos o con fines de gestión, conservación y restauración. Se sustenta en ocho criterios para definir los tipos de vegetación: 1) fisionomía que corresponde a las formas de crecimiento (bosques, matorrales, pastizales, y no-vasculares), 2) clima (límites térmicos: templado, tropical y frío, límites en la precipitación: húmedo y seco), 3) la fenología del follaje (caducifolio, subcaducifolio, perenne y subperenne), 4) presencia de

espinas o púas verticales (espinosa, sin espinas y sub-espinosa), 5) características de la hoja (hoja de aguja, brotes flexibles, angustifolia, cespitosa, hojas de escamas, latifoliada, linearifolia, megáfilas, micrófila, rosetófilas y otras), 6) suculentas y no-suculentas, 7) composición florística (familia, género y especie) y 8) tolerantes a tipos de sustrato (gypsophila, halófita, acuática, subacuática y otras). Cada uno de los criterios corresponden a un grupo jerárquico de vegetación: bioma (agrupa al criterio 1), mayor formación (2), formación (3), subformación (4-5), series de asociación (6), asociación (7) y subasociación (8).

Para caracterizar la condición regional a un nivel intermedio (entre una escala local y una de gruesa), Velázquez *et al.* (2016) sugieren el uso de los primeros tres criterios (fisionomía, clima y fenología). Esto permite una orientación jerárquica de las obras regionales en la que los objetivos no aspiran a un estudio detallado, sino que sirve de guía para una capa temática de información sobre cobertura y vegetación a nivel de mesoescala (1:100,000 a 1:500,000).

#### **1.2.9. Socioecosistema o sistema ecológico social**

Los seres humanos son parte integral y modeladora de los ecosistemas (Assessment-Millennium-Ecosystem, 2005), de ellos obtienen recursos, bienes y servicios necesarios para subsistir (IPBES, 2019). Berkes y Folke (1998) sostienen que no se pueden separar los sistemas sociales a los sistemas ecológicos y, por tanto, la delimitación de los ecosistemas resulta artificial y arbitrario. Bajo esta perspectiva nace el concepto de “socioecosistema” o sistemas socio-ecológicos para hacer énfasis en el concepto integrador del ser humano y naturaleza (Berkes y Folke, 1998). Por tanto, el sistema es complejo y adaptativo en cual interactúan distintos componentes culturales, sociales, políticos, productivos e históricos con elementos ecológicos, ambientales y geográficos (Resilience-Alliance, 2010). Otra definición lo establece como un sistema que integra elementos biofísicos y sociales que se relacionan de una manera sostenible y resiliente, es un sistema dinámico, complejo y en constante adaptación (Redman, Grove y Kuby, 2004).

El socioecosistema se aborda desde la ciencia de paisaje, la cual inicialmente estuvo orientado hacia lo geográfico, pero actualmente es un campo holístico en el que, además se integran la biología, ecología y ciencias sociales. Su núcleo de estudio está relacionado con las unidades de terreno donde se interrelacionan elementos naturales que forman el espacio real y visible que son el resultado de la acción humana y modeladora (Velázquez y Larrazábal, 2011).

La escala del socioecosistema es una escala de paisaje que en términos prácticos es independiente y generada por conceso y elementos participativos. Está definido a diferentes escalas geográficas, temporales y organizativas las que pueden estar jerárquicamente unidas (Redman *et al.*, 2004).

Un ejemplo de socioecosistemas en Oaxaca es presentado por Murguía *et al.* (2014), donde analizan cinco comunidades que realizan acción colectiva para la conservación del bosque y seis sin dicha acción colectiva, en los municipios de San Felipe Usila, San Juan Bautista Tlacoazintepec y San Pedro Sochiapam, ubicados en la Región de la Chinantla. En este estudio se determinó que las comunidades con iniciativas de conservación como pago por servicios ambientales, apoyos para ordenamiento territorial comunitario y Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación incrementaron su superficie arbolada en el periodo 1990-2010, además, tuvieron menores variaciones en cuanto a la densidad arbolada.

Además de las acciones colectivas para la conservación, el establecimiento de normas comunitarias de acceso y los apoyos institucionales en estas comunidades, los socioecosistemas se vieron modelados por actividades productivas cíclicas relacionadas al establecimiento de milpas y el pastoreo de ganado bovino (Murguía *et al.*, 2014). Sin embargo, lejos de impactar la pérdida de cobertura vegetal se observó que estas áreas se vieron revegetadas al cabo de un tiempo. Asimismo, favorecieron los programas de ordenamiento territorial comunitario que permitió una zonificación y la reforestación de áreas degradadas (Murguía *et al.*, 2014). Bajo este panorama es probable que la evaluación de riesgo con el análisis de variables de extensión y distribución indiquen ecosistema en categorías que no representan un riesgo (LC y NT).

#### ***1.2.10. El Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP)***

Los bosques templados, principalmente formados por coníferas y encinos, son de los ecosistemas más importantes en extensión y valor económico en México (Challenger, 2003; Zacarías-Eslava y Castillo, 2010), el 95% de la explotación forestal del país se realiza en estos ecosistemas (Zacarías-Eslava y Castillo, 2010). En algunas épocas de la historia, los disturbios antropogénicos a los que han estado sometidos probablemente hayan sido de mayor impacto que los que sufrieron los bosques tropicales (Challenger y Soberón, 2008), se estima que entre 1976 al 2000 el 16% de estos bosques se transformaron a zonas agrícolas (Velázquez *et al.*, 2002).

Estos ecosistemas son los más representativos de Oaxaca por la cantidad de servicios ambientales que brinda: recursos forestales, reciclaje de nutrientes, protección de suelo, captura de

carbono, regulación climática y recarga hidrológica (Oyarzún *et al.*, 2005). En él se encuentran iniciativas de conservación entre las que destacan, las Áreas Naturales Protegidas federales (ANP), las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y las Áreas de Pago por Servicios Ambientales (Briones-Salas *et al.*, 2016b). Además, en su distribución existen comunidades que han implementado modelos exitosos de conservación forjado a través de procesos históricos y sociales (Bray *et al.*, 2012; Murguía *et al.*, 2014).

De acuerdo con la delimitación propuesta por el SECLAVEMEX está formado por especies arbóreas perennes que subsisten en temperaturas de entre 8 y 18 °C y precipitaciones mayores a 1000 mm anuales (Velázquez *et al.*, 2016). Se desconoce el grado de riesgo de colapso y la medición de las amenazas que enfrenta, así como sus tendencias. Aplicar una evaluación de riesgo puede identificar las áreas críticas que requieren atención, además coadyuvar a las iniciativas de conservación existentes y apoyar en la toma de decisiones locales para el manejo, regulación y aprovechamiento de los recursos del ecosistema.

#### ***1.2.11. Un modelo para manejo del ecosistema***

El enfoque contemporáneo del manejo de ecosistemas y recursos naturales establece la necesidad de integrar el conocimiento científico, los intereses socioeconómicos de las comunidades, y la participación de las instituciones de gestión y aplicación de la Ley, en las acciones de conservación, restauración, manejo y aprovechamiento de los recursos naturales (Meffe, Nielsen, Knight y Schenborn, 2002). De acuerdo con las experiencias derivadas de la revisión de 100 ejemplos realizado por “*The Keystone National Policy Dialogue on Ecosystem Management (1996)*” y Yaffee *et al.* (1996), establecieron que para lograr un nivel de acuerdo en el manejo de ecosistemas, el primer paso es reconciliar los intereses socioeconómicos y la necesidad de proteger y restaurar los recursos naturales, mediante dos objetivos generales: 1) conservar, restaurar y mantener la integridad de los ecosistemas y 2) mejorar las condiciones actuales y futuras de los sitios donde habitan los involucrados directos (Center, 1996; Yaffee *et al.*, 1996; Meffe *et al.*, 2002).

La ejecución de estos dos objetivos requiere la comprensión de los diferentes puntos de vista de científicos, conservacionistas, grupos sociales, tomadores de decisiones e instituciones gubernamentales de gestión y aplicación de la ley (Meffe *et al.*, 2002). La participación y los enfoques de los sectores involucrados se puede representar en un “modelo de tres contextos”: 1)

ecológico, que agrupa datos, modelos matemáticos, conceptos, conocimiento, entendimiento y responsabilidades científicas, 2) socioeconómico, representado por valores, intereses, información, bienes, propiedades, creencias y responsabilidad privada y social, y 3) institucional, que corresponde a leyes, políticas, autoridades, bienes públicos y responsabilidades de las instituciones gubernamentales (Fig. 4).

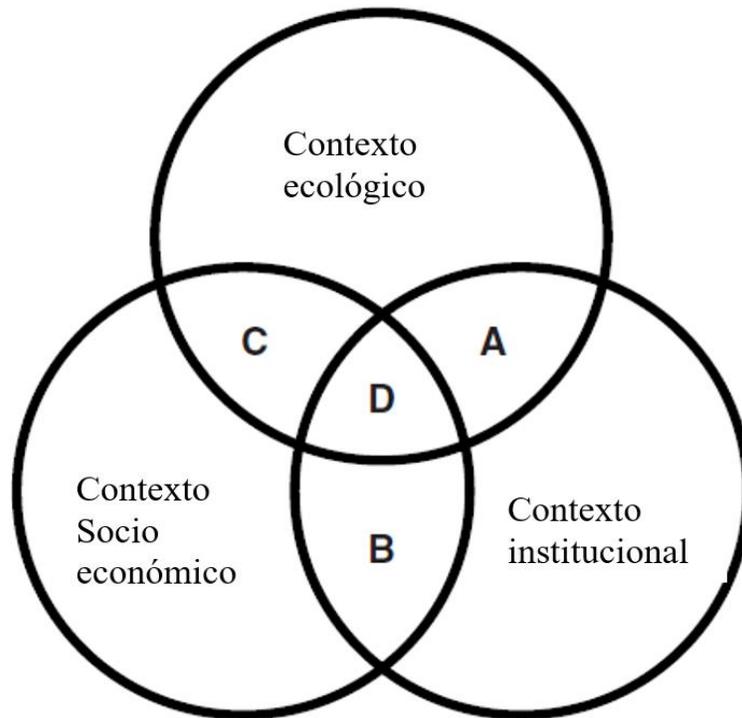


Figura 4. Modelo de tres contextos para el manejo de ecosistemas, las regiones de superposición son: A) zona de autoridad reguladora o de gestión, B) zona de obligaciones sociales, C) zona de influencia y D) zona de asociaciones beneficiosas para todos, zona de ganar-ganar. Tomado de Meffe *et al.* (2002)

Cualesquiera decisiones de manejo, aprovechamiento, conservación o restauración deben contemplar los tres aspectos de este modelo, el éxito de los proyectos depende de su asociación y participación. Cuando la regulación y aplicación de las leyes (contexto institucional) dictan la toma de decisiones para la conservación de los recursos naturales y son contrarias a las actividades, objetivos e intereses de grupos sociales (por ejemplo, comunidades indígenas y campesinas), se pueden presentar fenómenos de conflicto, donde las instituciones se ven rebasadas para contenerlos y combatirlos (Meffe *et al.*, 2002; Sosa-Escalante, 2011). Si el aprovechamiento de estos recursos ha formado parte de la cultura y economía de estas comunidades y son marginadas

en el diseño de políticas públicas que limitan o prohíben el acceso a estos recursos, no solo se presenta un aprovechamiento ilegal, sino que puede desencadenarse procesos de resistencia violenta, migración, empobrecimiento, actividades económicas ilícitas y sobre todo, sobreexplotación del recurso (Alexander y McGregor, 2000; Sosa-Escalante, 2011).

Por otro lado, cuando el contexto institucional está dirigido únicamente a conciliar intereses económicos, políticos y sociales, sin tomar en cuenta los principios ecosistémicos y la labor científica para generar conocimientos y entendimiento acerca de ellos, las acciones de manejo y aprovechamiento resultan en el deterioro de los recursos naturales por sobreexplotación, contaminación, fragmentación, cambio de uso de suelo y extinción de especies (Meffe *et al.*, 2002; Martínez-Meyer *et al.*, 2014). Asimismo, las acciones de conservación sin fundamentos técnicos-científicos pueden derivar en no tener un impacto real en los sistemas ecológicos; por lo contrario, los estudios científicos sin la participación social son conocimientos generados sin aplicación.

### **1.3. Planteamiento del problema y justificación**

#### ***1.3.1. Sistematizar información sobre evaluaciones de riesgo en ecosistemas terrestres y humedales***

Actualmente, no existe información sistematizada sobre las tendencias mundiales en el análisis de riesgo de ecosistemas terrestres y humedales. Es necesario determinar el tipo de evaluaciones realizadas y la dimensión territorial en las que se aplicaron, así como los tipos de ecosistemas analizados, tamaños y criterios empleados para delimitarlos. Asimismo, es esencial determinar el tipo y frecuencia de las variables empleadas para la evaluación del “colapso ecosistémico”. Además, es fundamental un análisis global sobre los estados de riesgo de los ecosistemas evaluados y los avances alrededor del mundo.

El conocimiento generado de este análisis será importante para retroalimentar nuevas evaluaciones, informar de las tendencias para la toma de decisiones relacionadas a las evaluaciones de riesgo de colapso y determinar necesidades de investigación a desarrollar en nuevos estudios. Igualmente, proporciona un marco de referencia sobre las variables y procesos para delimitar ecosistemas y medir su colapso, el cual será útil para realizar el análisis de riesgo de los ecosistemas terrestres del estado de Oaxaca y, sobre todo, del BTHP.

#### ***1.3.2. Necesidad de una tipología estatal de ecosistemas***

Actualmente, el territorio de México ha formado parte de la solo una evaluación sistemática<sup>2</sup> a escala continental, realizada en los bosques templados y tropicales de América, con el objetivo de tener perspectiva regional sobre los patrones de riesgo relativo integrados entre múltiples amenazas. En este análisis se concluyó que los países tendrían que combinar grandes medidas de protección forestal con acciones de protección de los bosques con acciones específicas, adaptadas a su contexto sociopolítico, para ayudar a restaurar las funciones ecológicas de una selección de tipos de bosques amenazados. Asimismo, sugiere combinar estas evaluaciones con unidades de resolución más fina de una tipología común para llenar los vacíos en la cobertura que dejó este trabajo continental (Ferrer- Paris *et al.*, 2019).

---

<sup>2</sup> Las evaluaciones sistemáticas analizan un gran número de ecosistemas dentro de un área determinada (Bland *et al.*, 2019)

Para revertir las tendencias negativas sobre la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos, así como lograr objetivos sociales y ambientales de conservación, es necesario emprender iniciativas coordinadas que vinculen el panorama global con acciones pertinentes a escala local (IPBES, 2019). Para la gestión y evaluación de riesgo de los ecosistemas con un enfoque jerárquico, existe la Tipología Global de Ecosistemas que relaciona las diferentes escalas en las que pueden ser analizado; actualmente, sus criterios son explícitos para los niveles globales superiores: reinos, biomas y grupos de ecosistemas funcionales. Para los análisis a niveles nacionales, subnacionales y locales sugiere la implementación o desarrollo de tipologías existentes (Keith *et al.*, 2020).

Frecuentemente el tipo de vegetación se toma como un sinónimo del ecosistema<sup>3</sup>, sin embargo, en México existen diferentes enfoques de análisis y clasificación de la vegetación que varía de acuerdo con la nomenclatura propuesta y los autores que la clasifican (Miranda y Hernández, 1963; Flores-Mata, 1971; Rzedowski y Huerta, 1978; Palacios-Prieto *et al.*, 2000; González-Medrano, 2004; Velázquez *et al.*, 2016). Esto complica utilizar criterios existentes para la clasificación de ecosistemas por su tipo de vegetación en México, y particularmente en Oaxaca; por ello es necesario realizar una propuesta de ecosistemas tipo, para su posterior análisis de riesgo. Esta debe estar en concordancia con la Tipología Global para contribuir a un análisis integrado en diferentes escalas de evaluación para territorios que coincidan (p. ej. en concordancia con el análisis de bosques a nivel continental) y coadyuvar al cumplimiento de la evaluación de riesgo de todos los ecosistemas del mundo (Bland *et al.*, 2017a). Asimismo, Oaxaca es un escenario experimental ideal para desarrollarla, por su complejidad ecológica, geográfica y sociocultural.

### ***1.3.3. Necesidad de información para la planificación del territorio***

Las tendencias de los últimos 50 años muestran que existe un aceleramiento de los procesos de cambio de uso de suelo de los ecosistemas terrestres y humedales, principalmente para actividades agropecuarias y de desarrollo urbano (IPBES, 2019). En Oaxaca, el deterioro de los hábitats es una de las principales amenazas de la biodiversidad (CONABIO, 2018), sin embargo, existe escaso conocimiento sobre los cambios históricos y las tendencias de los ecosistemas.

---

<sup>3</sup> Por ejemplo: Rodríguez, Rojas-Suarez y Giraldo-Hernández (2010); Burns *et al.* (2015); Valderrábano *et al.* (2015); Alaniz *et al.* (2016); Tan *et al.* (2017).

Evaluar el cambio en extensión y distribución de los ecosistemas de Oaxaca permitiría conocer sus estados de riesgo de colapso, mediante la aplicación de las directrices de la LRE.

La Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad de México y su Plan de Acción 2016-2030, en apego a los compromisos internacionales de conservación, considera la planeación estratégica del territorio de Oaxaca para gestionar y mejorar los recursos naturales de la entidad mediante la implementación de la Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del estado de Oaxaca (ECUSBEO) (CONABIO, 2018). La evaluación de riesgo ecosistémico puede contribuir a su planeación y aplicación, mediante el conocimiento de las condiciones de cada ecosistema. Esto puede ser útil para priorizar la asignación de recursos para conservación, la restauración de ecosistemas, la creación de Áreas Protegidas y el ordenamiento territorial, entre otras acciones. Asimismo, puede convertirse en una herramienta de evaluación de otras iniciativas de conservación desarrolladas históricamente en Oaxaca, así como, apoyar otras decisiones de investigación y generación de conocimiento. Sin embargo, el proceso de construcción de ecosistemas tipo y el proceso de evaluación se deben generar desde un análisis científico y riguroso.

#### ***1.3.4. El análisis de riesgo del Bosque Templado Húmedo Perennifolio***

El Bosque Templado es el ecosistema más representativo de Oaxaca por los servicios ambientales que brinda, además, es el ecosistema donde se desarrollan las actividades económicas más importantes relacionadas al aprovechamiento forestal (Zacarías-Eslava y Castillo, 2010). Asimismo, se caracteriza por la existencia de diversas iniciativas de conservación y el manejo comunitario exitoso de recursos naturales (Bray *et al.*, 2012; Murguía *et al.*, 2014). Se desconoce el grado de amenaza y riesgo que tiene este ecosistema, aplicar un protocolo para evaluarlo puede identificar las áreas críticas que requieren atención, además coadyuvar a las iniciativas de conservación existentes y apoyar en la toma de decisiones locales para el manejo, regulación y aprovechamiento de los recursos del ecosistema.

En primera instancia la evaluación estatal proporcionará una categoría de riesgo asignada con base en el análisis de las tendencias de toda su distribución, sin embargo, para un análisis más detallado es necesario subdividir al ecosistema con base en una plantilla de elementos fisiográficos comunes, y posteriormente analizar los ecosistemas resultantes. El BTHP será un ecosistema que

servirá de experimentación para la aplicación del protocolo de riesgo a dos diferentes escalas jerárquicas.

#### **1.4. Preguntas de investigación**

Las preguntas que se pretenden contestar a lo largo de la investigación son las siguientes:

1. ¿Cuáles son las tendencias globales en las evaluaciones de riesgo de colapso de los ecosistemas terrestres y humedales?
2. ¿Cuál es el estado de riesgo de colapso de los ecosistemas de tierra firme (terrestres, boscosos y humedales) de Oaxaca?
3. ¿Cuál es el estado de riesgo del BTHP con dos diferentes niveles de análisis: estatal y regional (subdivisiones del nivel estatal con criterios biogeográficos)?

#### **1.5. Hipótesis**

1. A nivel global la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de la LRE está acorde a las tendencias mundiales de pérdida biodiversidad y sus resultados sugieren la prevalencia de ecosistemas con categorías de riesgo (CO, CR, EN y VU).
2. Derivado de las acciones de conservación existentes en Oaxaca, los ecosistemas terrestres a nivel estatal se encuentran en categorías de riesgo bajas (LC y NT) y son mayores que los ecosistemas en categorías de riesgo (CR, EN, VU).
3. La categoría de riesgo de colapso del BTHP en su distribución en Oaxaca es contrastante con algunas categorías de riesgo de su distribución subdividida en provincias fisiográficas, lo que indica que, a pesar de tener una categoría general a nivel estatal, tiene presiones particulares sobre algunas regiones.

## **1.6. Objetivos**

### ***1.6.1. General***

Determinar el estado de riesgo de colapso ecosistémico del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca.

### ***1.6.2. Específicos***

- I. Analizar las tendencias globales de las evaluaciones de riesgo de colapso de los ecosistemas terrestres realizadas con el protocolo de la LRE
- II. Evaluar el estado de riesgo de colapso de los ecosistemas terrestres de Oaxaca.
- III. Evaluar el estado de riesgo del BTHP regionalizándolo de acuerdo con distritos biogeográficos.

## Capítulo 2. Tendencias en las evaluaciones de riesgo al colapso de ecosistemas terrestres y humedales

### *Trends in risk assessments of terrestrial and wetland ecosystems collapse*

Artículo en prensa, sometido y aceptado en la revista *Madera y Bosques* (<https://myb.ojs.inecol.mx/index.php/myb/index>), listada en el *Journal Citation Reports*.

#### 2.1. Resumen

Las actividades antropogénicas amenazan cada vez más la extensión y procesos de los ecosistemas. La Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN (LRE) es un estándar global para evaluar su riesgo de colapso. En este trabajo, se analizaron las tendencias mundiales en las evaluaciones de riesgo de los ecosistemas terrestres y humedales, mediante la búsqueda y análisis de publicaciones del 2010 a 2019 que aplicaron los protocolos de la LRE. Se encontraron 43 publicaciones que evaluaron 1227 ecosistemas de bosques (531), matorrales (181), pastizales y herbazales (212), humedales (166), costeros (42) y de vegetación escasa o poco comunes (95). Se registraron 15 criterios para delimitar los ecosistemas, destacó el tipo de vegetación usada como proxy en todos los casos. Existió una fuerte variación en las extensiones de los ecosistemas. Se identificaron 34 variables para definir umbrales de colapso: una espacial, 15 bióticas y 18 abióticas; el cambio en la cobertura vegetal, extensión y distribución geográfica fueron de aplicación general. Los periodos de datos fiables para evaluar ecosistemas van de 12 a 48 años, con ellos se infirieron lapsos de 50 años (pasado o futuro), o se dedujeron cambios desde 1750. Sobresalieron los ecosistemas en “Preocupación Menor” (412), se encontraron solo dos “colapsados” y no hubo diferencia significativa entre amenazados y no-amenazados. Las evaluaciones analizadas incidieron en 69 países, se realizaron a escalas continentales, nacionales y subnacionales. Se proponen mejoras a los protocolos de la LRE y se proporciona información clave para aplicar en evaluaciones de riesgo ecosistémico en el futuro.

**Palabras clave:** Ecosistemas amenazados, ecosistemas en peligro, evaluación ecosistémica, Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN, política de conservación, práctica de conservación.

## 2.2. Abstract

Anthropogenic activities more often threaten the extent and processes of ecosystems. The IUCN Red List of Ecosystems (RLE) is a global standard for assessing their risk of collapse. In this paper, global trends of risk assessments of terrestrial and wetland ecosystems were analyzed through a search for and analysis of publications from 2010 to 2019 that utilized the RLE protocols. Forty-three publications that evaluated 1227 ecosystems of forests (531), scrublands (181), grasslands and herbaceous (212), wetlands (166), coastal (42), and sparsely vegetated or uncommon ecosystems (95) were found. Fifteen criteria were recorded to delimit the ecosystems, highlighting the type of vegetation used as a proxy in all cases. There was a strong variation in the extent of the ecosystems. Thirty-four variables were identified to define collapse thresholds: one spatial, 15 biotics, and 18 abiotics; vegetation cover change, geographic distribution, and extension were variables of general application. The periods of reliable data for assessing ecosystems range from 12 to 48 years; with them, 50-year lapses (past or future) or the deduction since 1750 were inferred. Ecosystems in "Least Concern" (412) were stood out, only two "collapsed" were found, and there was no significant difference between threatened and non-threatened. The assessments analyzed influenced 69 countries, which were conducted at continental, national, and subnational scales. Improvements in the RLE protocols are proposed and key information is provided for the application of ecosystems risk assessment in the future.

**Keywords:** Conservation practice, ecosystem assessment, endangered ecosystems, IUCN Red List of Ecosystems, conservation policy, threatened ecosystems.

### 2.3. Introducción

Actualmente, los ecosistemas terrestres han disminuido en promedio 47% de su estado natural inicial y los humedales han perdido más del 85% de su extensión, se estima que 75% de ecosistemas de tierra firme están impactados por actividades antropogénicas (IPBES, 2019). La medición de estos cambios y sus amenazas son esenciales para la toma de decisiones, el diseño de políticas y estrategias de conservación (Nicholson *et al.*, 2012; Rowland *et al.*, 2018). Para ello, en 2008 surgió la Lista Roja de Ecosistemas (LRE) de la IUCN, un estándar global que ha evaluado y clasificado a los ecosistemas de acuerdo con su riesgo de colapso (Bland *et al.*, 2017a). Sin embargo, hasta hoy no se conocen las tendencias de las evaluaciones de riesgo aplicadas a ecosistemas terrestres y humedales.

A partir de la Primera Cumbre de la Tierra en 1972 creció el interés por conocer el estado de los ecosistemas, se desarrollaron cientos de investigaciones sobre sus funciones y servicios (Cardinale *et al.*, 2012). Esto condujo a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio realizada en el 2001, una de sus sugerencias fue diseñar métodos de evaluación de riesgo para estimar sus amenazas (Hassan *et al.*, 2005; Carpenter *et al.*, 2006). Algunos países desarrollaron y aplicaron sus protocolos para evaluar ecosistemas en su jurisdicción (Nicholson *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2017b); sin embargo, exhibieron inconsistencias en la presentación de informes ambientales entre países, dificultando la comparación de resultados (Nicholson *et al.*, 2015).

El análisis de riesgo requiere un enfoque estandarizado para la delimitación de los ecosistemas, criterios y umbrales en los estados de amenaza (Rodríguez *et al.*, 2011). Por ello, en el Cuarto Congreso Mundial de la Naturaleza de la IUCN (2008) se planteó la iniciativa de la LRE (Nicholson *et al.*, 2009b; Rodríguez *et al.*, 2011), y posteriormente se desarrolló su estándar global para evaluar el riesgo de los ecosistemas (Keith *et al.*, 2015). En el 2013, Keith *et al.* (2013b) establecieron los fundamentos científicos de la LRE y presentaron una compilación de estudios realizados en el mundo donde la aplicaron. Estos autores por primera vez introdujeron el término “colapso” en la LRE para definir el punto final del ecosistema: su desaparición total o su transformación en uno distinto o *novel*. En 2014 la IUCN adoptó a la LRE como una iniciativa global y en el 2016 se publicó la primera versión de las Directrices para la Aplicación de sus Categorías y Criterios que se actualizó en 2017 a la versión vigente (Bland *et al.*, 2016; Bland *et al.*, 2017a).

La LRE establece cinco criterios para evaluar el riesgo de colapso: A) reducción en la distribución del ecosistema; B) distribución restringida relacionada a una reducción o amenaza persistente y explícita; C) degradación ambiental (abiótico), D) alteración de los procesos bióticos y E) la modelación matemática del colapso. Los criterios A, C y D, se analizan en periodos de 50 años al: pasado (subcriterios A1, C1, D1), presente-pasado (A2b, C2b y D2b) y futuro (A2a, C2a y D2a), o bien un periodo histórico a partir de 1750 (A3, C3 y D3) (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a). Los resultados se acotan a categorías de riesgo de acuerdo con umbrales establecidos: Colapsado (CO), En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC), Datos Insuficientes (DD) y No Evaluado (NE) (Bland *et al.*, 2017a). Estas se agrupan en dos rubros: ecosistemas no-amenazados que incluyen las categorías LC y NT, y ecosistemas amenazados con las categorías VU, EN y CR (Bland *et al.*, 2017a).

La LRE es una herramienta útil para priorizar áreas de conservación y restauración, reconocer presiones y amenazas (Janssen *et al.*, 2016; Ferrer- Paris *et al.*, 2019), abordar vacíos de representatividad de ecosistemas que no están en áreas protegidas e informar el estado de riesgo para que los gobiernos implementen marcos legislativos, planificación del territorio y gestión de ecosistemas (Rodríguez *et al.*, 2010; Herrera-F *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2019). Asimismo, apoya en el monitoreo del cumplimiento de objetivos globales sobre biodiversidad que requieren la presentación de informes sobre cambios de los ecosistemas, es de aplicación potencial en las Metas de Aichi, la Convención de Ramsar, los sitios de Patrimonio Mundial de la UNESCO y la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES)(Nicholson *et al.*, 2015).

Los Acuerdos del Congreso Mundial de la Naturaleza de la IUCN en 2012 establecen como meta que para el 2025 se realice la evaluación de los ecosistemas del mundo con el protocolo de la LRE (Bland *et al.*, 2016). No obstante, para ver sus avances es clave conocer las tendencias de las evaluaciones de riesgo en ecosistemas terrestres y humedales: ¿Cuántas publicaciones se han realizado, con qué características y frecuencia? ¿Qué tipo de evaluaciones y en qué dimensión territorial se han aplicado? ¿Qué ecosistemas se han analizado y cuáles elementos de delimitación y tamaño se han empleado? ¿Qué variables, criterios de la LRE y marcos temporales se han empleado para determinar el “colapso”? ¿Cuál es el estado de riesgo global de los ecosistemas?, y ¿Cuáles son los avances en las diferentes regiones del planeta? Las respuestas a estas preguntas

serán cruciales para retroalimentar nuevas evaluaciones, informar de las tendencias para la toma de decisiones relacionadas a la LRE y determinar necesidades de investigación a desarrollar en nuevos estudios.

## **Objetivos**

Analizar las tendencias globales en las evaluaciones de riesgo de colapso de los ecosistemas terrestres y humedales que utilizan los protocolos de la LRE. Se revisaron y estudiaron: 1) las características de las publicaciones y su frecuencia temporal, 2) los tipos de evaluaciones realizadas y su dimensión territorial, 3) los tipos de ecosistemas, extensión, tamaños y criterios de delimitación, 4) las variables utilizadas para evaluar el colapso, la frecuencia con que se utilizaron los criterios de la LRE y los marcos temporales de datos fiables empleados, 5) los estados de riesgo de los ecosistemas y 6) la distribución geográfica de las publicaciones y ecosistemas evaluados.

## **2.4. Materiales y métodos**

*Obtención de información.* Se realizó una búsqueda en motores de información científica: *Scopus*, *Web of Science*, *Science Direct*, *Scholar Google* y *Conricyt* (Consortio Nacional de Información Científica y Tecnológica de México), entre los años 2010 a 2019 (no se restringió el periodo de búsqueda, el resultado más antiguo más antiguo data del 2010), usando los términos “*Red List of Ecosystem*”, “*IUCN ecosystem assessment*”, “*endangered ecosystem*”, “*ecosystem collapse*” y “*ecosystem assessment*”. Se restringieron los resultados a aquellos estudios que realizaron evaluaciones de riesgo de colapso bajo los protocolos de la LRE en ecosistemas terrestres y humedales, se excluyeron ecosistemas marinos y dulceacuícolas.

*Análisis.* Se clasificaron y analizaron las publicaciones por: 1) tipo de documento (artículos científicos, libros e informes técnicos/reportes), editorial y año; 2) clase de evaluaciones realizadas: “regionales” donde se evalúan partes de ecosistemas a nivel continental, nacional o subnacional; “globales” que analizan sus extensiones totales (IUCN-CEM, 2016; Bland *et al.*, 2017a); “estratégicas” que son detalladas, dirigidas a uno o pocos tipos de ecosistemas, y “sistemáticas” donde se analizan un gran número dentro de un área determinada (Bland *et al.*, 2019).

Los ecosistemas reportados se agruparon de acuerdo con sus formaciones vegetales dominantes (fisonomía): bosques, matorrales, pastizales y herbazales, humedales, costeros (partes

terrestres) y ecosistemas con vegetación escasa o poco comunes (Oliveira-Miranda *et al.*, 2010; Janssen *et al.*, 2016; Velázquez *et al.*, 2016; Tan *et al.*, 2017). Se determinó la frecuencia anual con que fueron evaluados y se analizaron los datos de sus áreas mediante estadísticos descriptivos ( $\bar{X}$ , S, Me). Asimismo, se establecieron las variables utilizadas para la delimitación de unidades de evaluación y su frecuencia de aplicación, de acuerdo con sus características bióticas, factores ambientales, distribución, procesos y límites administrativos (Bland *et al.*, 2018; Rowland *et al.*, 2018).

Con base en el método de Bland *et al.* (2018) y Rowland *et al.* (2018), se determinaron las variables empleadas en cada estudio para definir el colapso, se agruparon de acuerdo con indicadores bióticos, abióticos y espaciales. Se comparó la frecuencia de cada variable y los criterios y subcriterios de la LRE donde se emplearon. Asimismo, se determinaron los periodos temporales utilizados: 50 años al pasado (subcriterios A1, C1 y D1), 50 entre pasado-presente-futuro (A2b, C2b y D2b) y 50 a futuro (A2a, C2a y D2a), o bien un periodo histórico desde 1750 (A3, C3, B3) (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a).

Los ecosistemas se agruparon de acuerdo con sus categorías de riesgo: CO, CR, EN, VU, NT y LC, y se determinó la proporción global de cada una. Se consideró el estado de riesgo más alto de cada ecosistema, no se tomaron en cuenta las categorías Datos Deficientes (DD) y No Evaluado (NE) por no dar información del estado de riesgo. Posteriormente se compararon estadísticamente mediante una prueba no-paramétrica Wilcoxon (U Mann-Whitney) los “ecosistemas amenazados” (CR, EN y VU) y “no amenazados” (NT y LC), tomando como una observación el número de ecosistemas registrados en cada categoría por publicación. Finalmente, se determinó la frecuencia en el número de publicaciones generadas en cada país y el número de ecosistemas evaluados; mediante un sistema de información geográfica se proyectaron espacialmente.

## 2.5. Resultados

La búsqueda arrojó 1598 documentos, de ellos el análisis se acotó a 43 publicaciones que evaluaron 1227 ecosistemas terrestres y húmedales bajo los protocolos de la LRE (Tabla 2). Corresponden a 30 artículos de revistas en el *Journal Citation Report (JCR)* (69.77%), cinco libros (11.63%) y ocho informes o reportes (18.60%). Se publicaron en 13 editoriales, ocho de ellas sólo tienen una publicación, el 55.81% se concentró en *Plos One* (15) y *Austral Ecology* (9) (Fig. 5). Hubo un promedio anual de 4.3 publicaciones, destacaron el 2015 (14) y 2013(13) (Fig. 6). Siete publicaciones fueron evaluaciones de tipo “global/estratégicas” que abarcan el 0.57% de los 1227 ecosistemas; 36 documentos correspondieron a evaluaciones “regionales”: 16 “estratégicas” y 20 “sistemáticas” que suman el 1.30% y el 98.13% de los ecosistemas, respectivamente (Tabla 2). Veinticuatro publicaciones indicaron el análisis de un solo ecosistema, el valor más alto fue de 206 con un promedio de 29.21 ecosistemas por publicación. De ellas destacan dos realizadas a nivel continental en América y Europa, y diez a escala nacional (Tabla 2).

Tabla 2. Evaluaciones de riesgo de colapso de ecosistemas terrestres y humedales en el mundo bajo los protocolos de la LRE.

Evaluación	Tipo de evaluación	Tipo de ecosistema	Referencia	Criterios aplicados	No de ecosistemas	Categorías de riesgo	Países
Bosques templados y tropicales de América	Regional/sistemática Escala continental	123 bosques	(Ferrer- Paris <i>et al.</i> , 2019)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, C2a, C2b, D1, D2b, D3	123	13 CR, 48 EN, 37 VU, 12 NT y 13 LC	21 países del continente americano
Lista Roja de Hábitats de la República Checa	Regional/sistemática Escala Nacional	31 humedales (19 pantanos y vegetación rivereña y 12 turberas y afloramientos de agua), 9 poco comunes (acantilados, graveras y cuevas), 14 de vegetación escasa (hábitats alpinos sin árboles), 44 pastizales y herbazales, 7 matorrales y 37 bosques.	(Chytrý <i>et al.</i> , 2019)	A1, A2a, A3, B1, B2, C1, C2, C3, D1, D2, D3	142	1 CO, 12 CR, 31 EN, 25 VU, 29 NT y 44 LC	Republica Checa
Hábitats Finlandeses	Regional/sistemática Escala Nacional	61 bosques, 64 herbazales y pastizales, 10 matorrales, 71 humedales-pantanos	(Kontula y Raunio, 2018)	A1, A2a, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2a, C2b, C3, D1, D2a, D2b, D3	206	53 CR, 37 EN, 52 VU, 33 NT y 52 LC	Finlandia
Bosques mediterráneos de Francia	Regional/sistemática Escala Nacional	14 bosques	(UICN-France, 2018)	A1, A2a, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2a, C2b, C3, D1, D2a, D2b, D3, E	14	1 EN, 3 VU, 7 NT, 3 VU.	Francia
Manglar, Filipinas	Regional/sistemática	Humedal-manglar	(Marshall <i>et al.</i> , 2018)	A2b, B1, B2, B3	1	LC	Filipinas
Suroeste de China	Regional/sistemática Escala Nacional y subnacional	43 bosques, 36 matorrales, 2 humedales, 24 pastizales.	(Tan <i>et al.</i> , 2017)	A1, A2b, B1, B2	105	9 CR, 14 EN, 12 VU, 15 NT y 55 LC.	China
Ecosistemas de Colombia (dos publicaciones: una actualizada)	Regional/sistemática Escala Nacional	54 bosques, 22 matorrales (páramos) y 5 herbazales.	(Etter, Andrade, Amaya y Arévalo, 2015), Actualización en 2017 (Etter <i>et al.</i> , 2017)	A1, A2a, A2b, A3	81	20 CR, 18 EN, 15 VU, 28 LC.	Colombia
Lista Roja de Hábitats terrestres	Regional/sistemática Escala continental	29 costeros, 13 humedales (turberas y pantanos), 53 pastizales, 37 matorrales,	(Janssen <i>et al.</i> , 2016)	A1, A2a, A3, B1, B2, B3, C1, C2, D1, D2, E	198	4 CR, 21 EN, 46	37 países del continente europeo

y dulceacuícolas de Europa.		41 bosques y 25 vegetación escasa.				VU, 22 NT y 105 LC	
Manglares de la Isla Mayotte, Francia	Regional/sistemática Escala Subnacional	3 humedales-manglares	(Iucn-France, 2017)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2a, C2b, C3, D2a, D3	3	1 EN, 1 VU y 1 LC	Francia
Hotspot del centro de Chile	Regional/sistemática Escala Subnacional	13 bosques y 4 matorrales	(Alaniz <i>et al.</i> , 2016)	A1, A3, B1, B2, B3	17	3 CR, 3 EN, 5 VU, 1 NT, 5 LC.	Chile
Bosque cenizo de montaña, Australia.	Regional/estratégica	Bosque	(Burns <i>et al.</i> , 2015)	A1, A2a, A3, B1, B2, B3, D1, D2a, D3, E.	1	CR	Australia
Bosque nublado, Isla Lord Howe, Australia.	Global/estratégica	Bosque	(Auld y Leishman, 2015)	A1, A3, B1, B2, B3, C1, C2a.	1	CR	Australia
Cumbre de montaña, suroeste de Australia	Regional/estratégica	Matorral	(Barrett y Yates, 2015)	A1, A2a, B1, B2, B3, C1, D1, D2a.	1	CR	Australia
Selvas tropicales costeras, Queensland, Aust.	Regional/estratégica	Bosque	(Metcalf y Lawson, 2015)	A3, B1, B2, B3.	1	EN	Australia
Hotspot, suroeste de Australia	Regional/estratégica	Matorral	(English y Keith, 2015)	A1, A2a, A3, B1, B3, B3, C1, C2a, C3, D1, D2a, D3.	1	CR	Australia
Bosque, Nuevo Gales, Australia	Regional/estratégica	Bosque	(Tozer, Leishman y Auld, 2015)	A2a, A3, B1, B2, B3, D1, D3	1	CR	Australia
Herbazales alpinos, sureste de Australia	Regional/estratégica	Herbazal y pastizal	(Williams <i>et al.</i> , 2015)	A1, A2a, B1, B2, B3, C1, C2a, C3, D1, D3	1	EN	Australia
Ecosistemas tropicales, El Salvador	Regional/sistemática Escala Nacional	15 bosques, 2 humedales y 2 pastizales	(Crespin y Simonetti, 2015)	A1, A2a, A2b, B1, B2, B3	19	1 CO, 11 CR, 6 EN, 1 LC	El Salvador
Bosque de Georgina, Australia	Regional/estratégica	Bosque	(Wardle <i>et al.</i> , 2015)	A1, A3, B1, B2, B3, C1, C2b, D1, D2b	1	VU	Australia
Pantanal, Brasil	Regional/sistemática Escala Subnacional	Humedal-pantanal	(Manzon-Nunes y Nunes da Cunha, 2015)	A2b, B1	13	1 CR, 3 EN, 3 VU, 6 LC	Brasil

Ecosistemas terrestres de Chile	Regional/sistemática Escala Nacional	2 vegetación escasa (desierto), 53 matorrales, 58 bosques, 4 humedales (turberas), 5 herbazales y 5 pastizales.	(Pliscoff, 2015)	A2a, A3, B1, B2, C2b	127	8 CR, 6 EN, 49 VU, 5 NT y 59 LC	Chile
Ecosistemas terrestres de Costa Rica	Regional/sistemática Escala Nacional	38 bosques, 2 matorrales (páramos) y 1 herbazal.	(Herrera-F <i>et al.</i> , 2015)	A1, B1, B2	41	16 CR, 3 EN, 4 VU y 18 LC	Costa Rica
Ecosistemas forestales de Marruecos	Regional/sistemática Escala Nacional	13 bosques y 1 pastizal-Espartales	(Valderrábano <i>et al.</i> , 2015)	A1, B1, B2, C2a, C3	14	2 CR, 4 EN, 5 VU y 3 LC	Marruecos
Hábitats forestales de Francia	Regional/sistemática Escala Nacional	5 bosques	(UICN-France, 2014)	A1, A3, B1, B2, B3, C1, C2b, C3, D1, D2b, D3	5	2 VU y 3 LC	Francia
Arbustales de Tepuy, Venezuela	Global/estratégica	Matorral	(Oliveira-Miranda, Rodríguez y Zambrano-Martínez, 2013)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, D1, D3	1	LC	Venezuela
Bosques de Coolibah - Black Box, Australia	Global/estratégica	Bosque	(Keith, 2013c)	A1, A3, B1, B2, B3, C2b, C3	1	EN	Australia
Pantanos costeros, Australia	Regional/estratégica	Humedal-pantano	(Keith, 2013b)	A1, A2a, B1, B2, B3, C1, C2b, D1	1	EN	Australia
Matorral de vid de Carissasemi-perenne subtropical seco.	Regional/estratégica	Matorral	(Benson, 2013)	A3, B2	1	EN	Australia
Comunidad de humedales Karst Rising-Spring	Regional/estratégica	Humedal	(Bonifacio y Pisanu, 2013)	A1, A3, B1, B2, B3, C1, C2b	1	CR	Australia
Humedales de la cuenca Murray-Darling.	Regional/estratégica	Humedal	(Kingsford, 2013)	A1, A3, B1 B2, B3, C1, C2b, C3, D1, D3	1	EN	Australia
Tapia Forest, Madagascar	Global/estratégica	Bosque	(Moat y Bachman, 2013)	A3, B1	1	EN	Madagascar
Llanuras de inundación, sureste de Australia	Regional/estratégica	Bosque	(Mac-Nally, Cunningham y Newell, 2013)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2b, C3, D1, D2b, D3	1	VU	Australia

Turberas altas, Alemania	Regional/estratégica	Humedal-Turbera	(Riecken, Finck y Raths, 2013)	A1, A2b, A3, B2, C1, C3	1	CR	Alemania
Vegetación pionera de tamariscos alemanes	Regional/estratégica	Herbazal-Tamariscos	(Essl, 2013)	A1, A3, B1, B2, B3	1	EN	Países del continente europeo
Juncos europeos	Global/estratégica	Humedal-juncos	(Poulin, 2013)	A1, A3, B1, B2, B3, C3, D1, D3	1	VU	Reino Unido, España, Italia, Alemania, Suiza, Holanda, Hungría, República Checa.
Alvar de los grandes lagos	Regional/estratégica	Pastizales-Alvar	(Faber-Langendoen y Bakowsky, 2013)	A3, B1, B2, B3, D1	1	EN	Canadá, Estados Unidos
Campos de grava de granito y planicies arenosas	Global/estratégica	Vegetación escasa-	(Holdaway, Wisser, Richardson y Arnst, 2013)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2b, C3, D1, D3	1	LC	Nueva Zelanda
Bosque de Gonakier	Global/estratégica	Bosque	(Keith, Ba y Tappan, 2013a)	A1, A3, B1, B2, B3, C1	1	CR	Senegal, Mauritania
Fynbos de las planicies arenosas del cabo	Regional/estratégica	Matorral-Fynbos	(Keith, 2013a)	A1, A2a, A3, B1, B2, B3	1	CR	Sudáfrica
Humedales de Francia	Regional/sistemática Escala Nacional	Humedales	(Carré, Peguin y Puolin, 2012)	A1, A2b, A3, B1, B2, B3, C1, C2b, C3, D1, D2b, D3	4	2 EN y 2 VU	Francia
Ecosistemas poco comunes, Nueva Zelanda	Regional/sistemática Escala Nacional	16 humedales, 30 vegetación escasa (interior alpino), 13 costeros, 13 ecosistemas no comunes (geotérmicos y subterráneos)	(Holdaway, Wisser y Williams, 2012)	A1, A2a, A2b, B1, B2, C1, C2a, C2b, D2b	72	18 CR, 17 EN, 10 VU y 27 LC	Nueva Zelanda
Ecosistemas terrestres de Venezuela	Regional/sistemática Escala Nacional y subnacional	7 bosques, 1 humedal-manglar, 5 matorrales-arbustales, 5 pastizales y herbazales y 1 vegetación escasa-saxícola	(Oliveira-Miranda <i>et al.</i> , 2010)	A2a, C2b, D2b, B2, C2	19	2 CR, 2 EN, 7 VU, 1 NT y 7 LC.	Venezuela

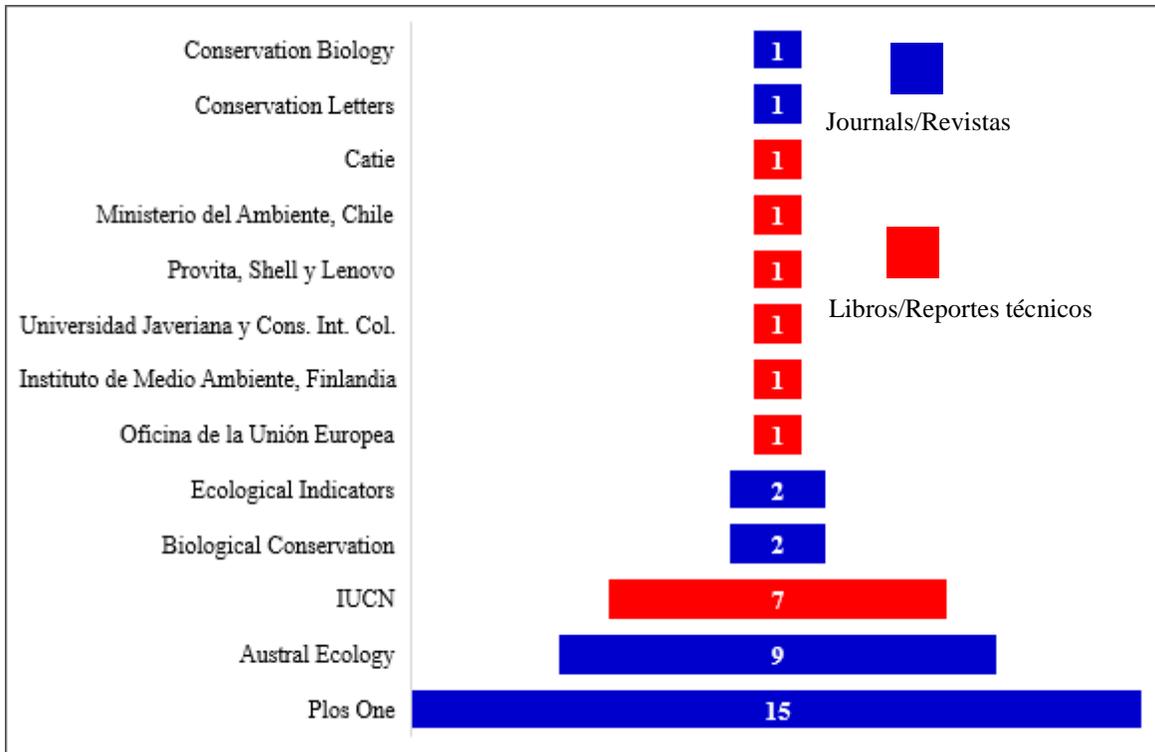


Figura 5. Proporción de *Journals/revistas*, libros y reportes técnicos relacionados a la evaluación de riesgo de colapso de ecosistemas terrestres y humedales a nivel global.

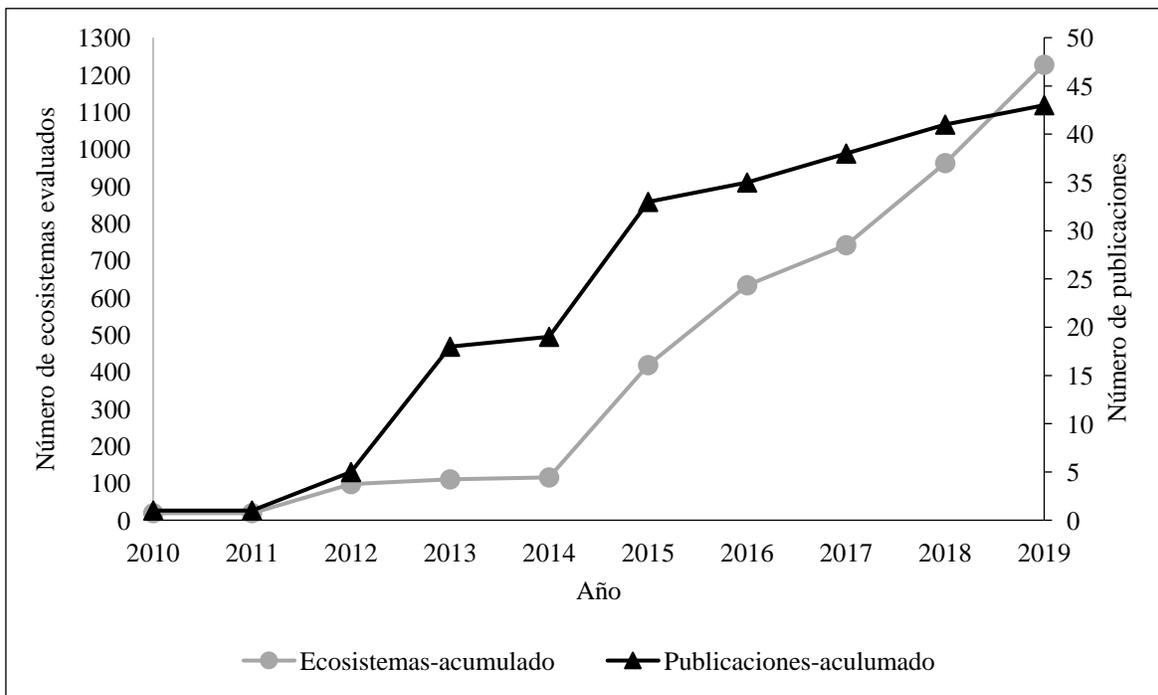


Figura 6. Número acumulado de publicaciones y ecosistemas terrestres y humedales evaluados por año a nivel global, 2010 a 2019.

Los ecosistemas registrados son: 531 bosques, 181 matorrales, 212 pastizales y herbazales, 166 humedales, 42 costeros y 95 con vegetación escasa o poco comunes (Tabla 2). El promedio anual fue de 122.7 ecosistemas; sin embargo, durante los últimos cinco años se realizó el análisis del 90.63% (Fig. 6). Solo 274 ecosistemas indicaron su extensión con un rango de 0.28 km<sup>2</sup> a 311 496.00 km<sup>2</sup> ( $\bar{X}$  = 9015.85 km<sup>2</sup>, S = 31204.16, Me = 712.40 km<sup>2</sup>).

Se encontraron 15 criterios para la delimitación de ecosistemas, agrupados en 10 variables de tipo ambiental, tres relacionadas a divisiones administrativas, una biótica y una de proceso (Tabla 3). El tipo de vegetación (variable biótica) se utilizó en todos los estudios; la temperatura y precipitación fueron los dos principales factores ambientales empleados y las fronteras de los países fue el elemento administrativo más utilizado (Tabla 3).

Se registraron 34 variables aplicadas para definir el colapso: 18 abióticas, 15 bióticas y una espacial. El cambio en la cobertura vegetal, extensión y distribución geográfica se emplearon en todas las evaluaciones. La invasión de especies exóticas de flora y fauna, y los cambios en la distribución, riqueza y abundancia de especies claves modeladoras fueron las variables bióticas más representativas utilizadas en 21 y 16 casos, respectivamente. Mientras que las variables bioclimáticas en escenarios de cambio climático y los cambios hidrológicos fueron las más importantes de tipo abiótico utilizadas en 23 y 13 ocasiones, respectivamente (Tabla 4).

Tabla 3. Frecuencia de las variables empleadas para la delimitación de ecosistemas terrestre y humedales a nivel mundial.

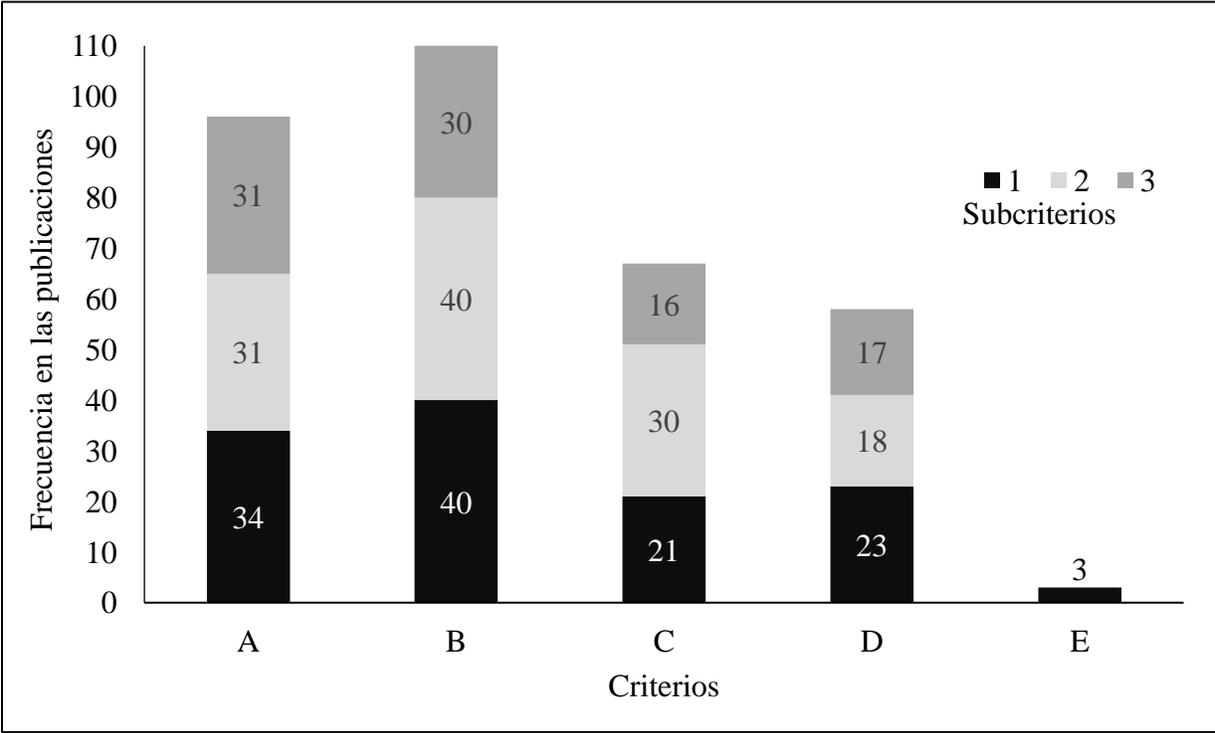
Delimitación del ecosistema	Criterio de delimitación	Frecuencia de delimitación en tipos de ecosistemas						Total
		Bosques	Matorrales	Pastizales y herbazales	Humedales	Costeros	Vegetación escasa y ecosistemas poco comunes	
Biota	Tipo de vegetación	23	14	13	16	2	4	72
Factores ambientales	Temperatura	8	6	7	4	1	4	30
	Precipitación	7	4	5	3	1	3	23
	Altitud	5	4	4	-	-	-	13
	Relieve	3	2	2	1	-	2	10
	Tipo de roca y sustrato	-	-	1	2	2	3	8
	Provincia fitogeográfica	1	1	1	-	-	-	3
	Pendiente	1	1	1	-	-	-	3
	Humedad	1	1	1	-	-	-	3
	Ecorregión	1	1	-	-	-	-	2
	Presencia de nubes	1	-	-	-	-	-	1
Procesos	Regímenes de inundación	2	-	-	16	-	-	18
División administrativa	Frontera de país	7	5	5	7	-	2	26
	División subnacional (provincias, estados, municipios, departamentos)	2	2	2	3	-	1	10
	Delimitación de cuencas	2	1	2	2	-	-	7

Tabla 4. Frecuencia de indicadores y variables para medir colapso de ecosistemas terrestres y humedales globalmente.

Indicadores de colapso	Variable empleada	Frecuencia en la que se empleó la variable en cada tipo de ecosistemas						
		Bosques	Matorrales	Pastizales y herbazales	Humedales	Costeros	Veg. escasa y ecosistemas poco comunes	Total
Espaciales	Cambio en la cobertura vegetal, extensión y distribución.	23	14	12	16	2	5	72
Bióticos	Invasión de especies exóticas (flora y fauna)	4	4	5	5	1	2	21
	Cambios en la distribución, riqueza y abundancia de especies clave	5	3	3	4	1	-	16
	Densidad de población humana	2	-	1	1	-	-	4
	Producción y/o pérdida de biomasa	2	1	1	-	-	-	4
	Cambio en la composición de especies sucesoras	3	2	-	.	-	-	5
	Declinación en la producción primaria	-	-	-	2	-	-	2
	Declinación en los taxones de flora nativa	2	2	-	-	-	-	4
	Degradación del estrato arbóreo/arbustivo	2	1	-	-	-	-	3
	Infestación por fitopatógenos	1	1	-	-	-	-	2
	Aumento en la presión de herbívoros	1	-	-	-	-	-	1
	Defaunación de grandes mamíferos	1	-	-	-	-	-	1
	Degradación de individuos pioneros	-	-	-	1	-	-	1
	Mortandad de árboles	1	-	-	-	-	-	1
	Número de huecos (madrigueras) en árboles	1	-	-	-	-	-	1
Reducción en la dispersión de semillas	1	-	-	-	-	-	1	
Abióticos	Variables bioclimáticas: escenarios cambio climático	9	4	2	4	2	2	23
	Cambio hidrológico: altura de diaria de río, cambio en nivel freático, régimen de flujo y volúmenes de descarga.	3	1	-	9	-	-	13
	Explotación forestal, sobrepastoreo o cambio en el uso de suelo	9	2	3	-	-	-	14

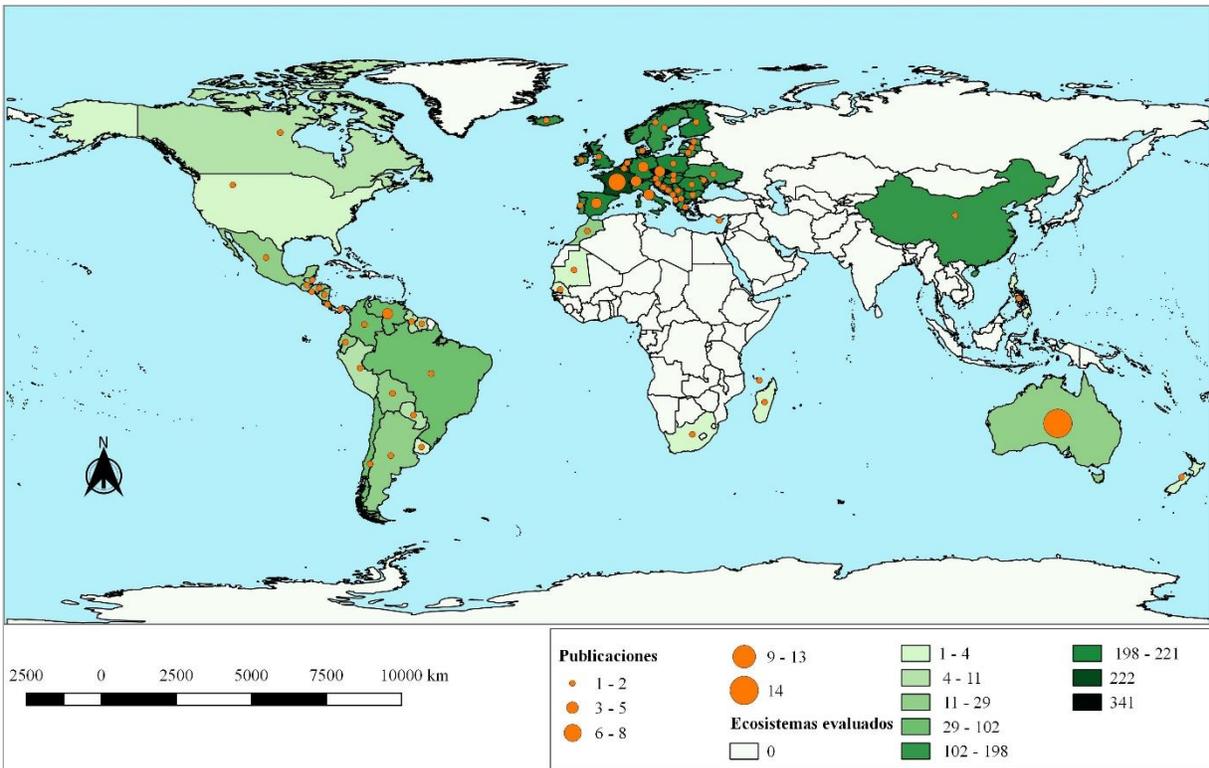
Disponibilidad de agua: precipitación y evapotranspiración	3	2	1	-	-	-	6
Grado de intervención antropogénica/ extracción de recursos	3	2	2	2	-	2	11
Índice de estrés hídrico y térmico	2	1	1	1	-		5
Métricas de paisaje: fragmentación, pérdida de conectividad.	2	1	1	-	-		4
Erosión, degradación, pisoteo o perturbación mecánica de suelo	2	-	2	-	-	2	6
Intervalos de incendios	2	1	-	-	-		3
Fertilidad y capacidad de suelos para agricultura	1	-	1	-	-		2
Profundidad de la capa de nieve (snowpack)	-	-	2	-	-		2
Declinación en las prácticas tradicionales de manejo	1	-	-	-	-	-	1
Acidificación por deposición atmosférica/ Concentración de ozono troposférico	3	-	-	-	-	-	3
Deportes al aire libre y actividades recreativas (incluyendo alpinismo y esquí)	-	-	-	-	-	1	1
Disminución en la frecuencia en la cobertura de nubes	1	-	-	-	-	-	1
Erosión de los frentes del manglar	-	-	-	1	-	-	1
Eutroficación, concentración de nutrientes y sustancias contaminantes	1	2	2	8	2	4	19
Extensión de las zonas inundadas	-	-	-	1	-	-	1

1 En orden de importancia, los criterios B (distribución restringida) y A (reducción en la  
 2 distribución) de la LRE fueron de aplicación general, destacan los subcriterios B1 (extensión de la  
 3 presencia dada por el área de un polígono convexo mínimo que incluya todas las ocurrencias del  
 4 ecosistema), el B2 (número de celdas de 10X10 Km ocupadas) —ambos aplicados en 40  
 5 estudios—, y el A1 que calcula la disminución de la extensión en los pasados 50 años, este se  
 6 utilizó en 34 publicaciones. El "criterio E" fue el menos empleado usado en solo tres estudios (Fig.  
 7 7). En 30.23% de estudios se utilizaron solamente los Criterios A y B, en 23.26% se emplearon  
 8 tres criterios (siete con la combinación ABC y tres ABD), en 41.86% cuatro criterios (17 ABCD  
 9 y uno ABDE) y en el 4.65% (2 estudios) se aplicaron los cinco Criterios. En 28 estudios los  
 10 periodos de datos fiables oscilan entre los 12 y 48 años ( $\bar{X} = 27.7$ , E.E = 2.16, S = 11.44), en estos  
 11 casos se emplearon técnicas de modelación estadística para cubrir los periodos requeridos por la  
 12 LRE. Hubo 412 ecosistemas clasificados como LC, 125 NT, 281 VU, 226 EN, 181 CR y dos CO.  
 13 No se encontró una diferencia significativa entre los ecosistemas "amenazados" (56.07%) y "no  
 14 amenazados" (43.77%) ( $W = 5650$ ,  $P = 0.7914$ ).



15  
 16 Figura 7. Criterios y subcriterios de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN empleados en las  
 17 evaluaciones de riesgo de ecosistemas terrestres y humedades a nivel mundial, 2010 a 2019.

19 Las evaluaciones de riesgo incluyeron 69 países. El mayor número de publicaciones lo tuvo  
 20 Australia con 14 y la República Checa con el mayor número de ecosistemas evaluados en su  
 21 territorio con 341 (Fig. 8). En 10 países se han llevado a cabo evaluaciones estratégicas de un  
 22 ecosistema por vez, en 22 países se han realizado evaluaciones sistemáticas de uno a 17  
 23 ecosistemas simultáneamente, en 13 países se han implementado evaluaciones estratégicas  
 24 nacionales donde se abarcó el total del territorio y 57 países forman parte de dos evaluaciones  
 25 continentales: 23 de bosques de América y 24 de ecosistemas terrestres de Europa (Tabla 2).



26  
 27 Figura 8. Número de publicaciones y ecosistemas terrestres y humedales evaluados por país bajo  
 28 los protocolos de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN, 2010 a 2019.

29  
 30  
 31  
 32  
 33  
 34

## 35 2.6. Discusión

36 *Tendencias en las publicaciones.* Del total de estudios 72.09% están en 3/13 editoriales, la  
37 principal fue *Plos One* (34.88%) donde se publicó el artículo de Keith *et al.* (2013b) que además  
38 de sustentar teóricamente la LRE, compiló 20 evaluaciones, de ellas diez fueron en ecosistemas  
39 terrestres y cinco en humedales. No obstante, *Austral Ecology* (20.93%) —segunda en  
40 importancia— tuvo más artículos en ediciones independientes (Fig. 5). Probablemente, la  
41 tendencia de concentrar información en pocas editoriales se deba a que los autores se  
42 interrelacionan entre sí en pocos grupos de trabajo, formando una red con alta modularidad. Esta  
43 hipótesis requiere un análisis de redes que identifique individuos y equipos que jueguen roles  
44 centrales en la generación de conocimiento, así como elementos aislados que necesitan más apoyo  
45 en las evaluaciones de riesgo. Con ello se pueden generar estrategias para acelerar flujos de  
46 conocimiento, canales de comunicación y optimización de recursos (Serrat, 2017).

47 La mayoría de las editoriales (53.8%) no están dentro del JCR, aunque sólo reúnen 33.23%  
48 de las publicaciones y corresponden a evaluaciones nacionales y una continental (Tabla 2). Se  
49 publicaron en libros o reportes editados por instituciones de gobierno, universidades y, sobre todo,  
50 la IUCN quien fue la tercera fuente en importancia (16.28%) (Fig. 5). En ellos no se siguió un  
51 procedimiento formal de arbitraje, fueron documentos de aplicación técnica que respondieron a  
52 necesidades prácticas de conservación. Quizá los próximos trabajos se deban orientar a nuevos  
53 experimentos, modelos y métodos que refuercen el sustento teórico de la LRE, y se refleje en un  
54 incremento en las evaluaciones ya que en los últimos cuatro años solo se han realizado 10/43  
55 publicaciones y sólo cuatro corresponden a artículos del JCR (Fig. 6).

56 Del total de ecosistemas, 73.43% se agruparon en 6/43 publicaciones realizadas del 2015  
57 al 2019, en contraste 24/43 estudios indicaron la evaluación de uno solo (Fig. 6). Se identificaron  
58 dos periodos de acuerdo con número y tipo de evaluaciones, el primero de 2010 a 2014 donde cada  
59 una analizó en promedio 6.05 ecosistemas; fueron principalmente “evaluaciones estratégicas” de  
60 diagnóstico detallado, dirigidas a uno o pocos tipos de ecosistemas y orientadas a desarrollar  
61 estrategias de gestión (Bland *et al.*, 2019). Además, se desarrollaron 6/7 evaluaciones “globales”  
62 aplicadas a la extensión total de ecosistemas de distribución única, es decir, endémicos cuya  
63 pérdida significaría su desaparición total (Tabla 2). El segundo de 2015 a 2019, el promedio  
64 aumentó a 42.17 ecosistemas por estudio, se analizó el 90.63% de ecosistemas con una tendencia

65 anual de crecimiento (Fig. 6). Principalmente se desarrollaron evaluaciones “sistemáticas”  
66 dirigidas a todos los ecosistemas dentro de un área para informar sus riesgos relativos (Bland *et*  
67 *al.*, 2019). A escala continental se realizaron para identificar áreas prioritarias para la asignación  
68 de recursos internacionales (Ferrer- Paris *et al.*, 2019), reconocer presiones, amenazas, estados de  
69 conservación, restauración de partes del ecosistema, y monitorear del cumplimiento de objetivos  
70 internacionales sobre compromisos de biodiversidad (Janssen *et al.*, 2016). A nivel nacional y  
71 subnacional contribuyeron con los gobiernos para implementar políticas de acción y conservación,  
72 abordar los vacíos de representatividad de ecosistemas que no se encuentran dentro áreas  
73 protegidas y establecer áreas prioritarias de conservación o restauración (Tabla 2) (Rodríguez *et*  
74 *al.*, 2010; Herrera-F *et al.*, 2015).

75 *Tipos de ecosistemas, extensión y criterios de delimitación.* Los ecosistemas abarcaron el  
76 43.50% de los referidos por Bland *et al.* (2019) a nivel mundial, quienes además incluyeron  
77 dulceacuícolas, marinos y registrados en documentos no publicados (evaluaciones en progreso o  
78 suspendidas). Los bosques fueron los ecosistemas más evaluados, representan el 50.01% de los  
79 terrestres y el 43.28% del total (incluyendo humedales), se analizaron en 11 de las 20 evaluaciones  
80 sistemáticas y en nueve de las 23 estratégicas (Tabla 2). En contraste los humedales abarcan  
81 13.53%, sin embargo, estuvieron en 12 evaluaciones sistemáticas y cinco estratégicas.

82 Sólo 22.33% de los ecosistemas indicaron su extensión, el promedio (9015.85 km<sup>2</sup>) no  
83 representó una tendencia en su tamaño, ya que 50% de ellos son menores a 712.40 Km<sup>2</sup>, además,  
84 existió una gran variabilidad en el área (S = 31 204.16), el rango fue de 0.28 km<sup>2</sup> del “Bosque  
85 Nublado de la Isla Lord Howe” en Australia (Auld y Leishman, 2015) a 311 496.00 Km<sup>2</sup> del  
86 “Bosque Siempreverde” de Venezuela (Oliveira-Miranda *et al.*, 2010). En trabajos donde se  
87 evaluaron a diferentes escalas el tamaño influyó en las categorías de riesgo, por ejemplo, en  
88 Finlandia, Marruecos y Venezuela existieron ecosistemas con una categoría a escala de país y con  
89 categorías contrastantes en partes de sus subdivisiones (Oliveira-Miranda *et al.*, 2010;  
90 Valderrábano *et al.*, 2015; Kontula y Raunio, 2018). Las condiciones de escala influyen  
91 directamente en las categorías de riesgo, ya que los procesos que ocurren a una escala de paisaje  
92 no pueden verse localmente, y el deterioro local puede enmascarse en una escala mayor (O'Neill,  
93 2001).

94 Sato y Lindenmayer (2018) identificaron dos temas prioritarios a resolver en el análisis de  
95 riesgo: la delimitación del ecosistema y la conceptualización de su colapso. La LRE sugiere su  
96 definición basándose en cuatro elementos propuestos por Tansley (1935): un complejo biótico, un  
97 ambiente abiótico, las interacciones dentro y entre ellos, y un espacio físico (Pickett y Cadenasso,  
98 2002; Bland *et al.*, 2016), dejando a criterio de los investigadores el uso de variables de  
99 delimitación, tamaños y escalas. Se encontró que el tipo de vegetación fue el elemento en común para  
100 definirlos, en el caso de ecosistemas terrestres frecuentemente se combinó con rangos de  
101 temperatura, precipitación y altitud, y en humedales con los regímenes de inundación. Además, la  
102 determinación con base en límites fronterizos o unidades administrativas al interior de los países  
103 fueron factores que no están en función de las dinámicas bióticas, abióticas o de los procesos del  
104 ecosistema, pero su uso fue frecuente para acotarlos (Tabla 3).

105 La vegetación como proxy del ecosistema se abordó desde diferentes enfoques. A nivel  
106 continental, Europa utilizó hábitats tipo de la EUNIS (*European Nature Information System*)  
107 basados en características fitosociológicas (Janssen *et al.*, 2016), mientras que en América se  
108 empleó un enfoque botánico-ecológico de los bosques templados y tropicales (Ferrer- Paris *et al.*,  
109 2019). A escala nacional se aplicaron clasificaciones oficiales, por ejemplo, el mapa de  
110 ecosistemas de China se basó en especies dominantes (Tan *et al.*, 2017), Chile los definió como  
111 comunidades vegetales con estructura uniforme y fisonomía en condiciones climáticas particulares  
112 (Plissock, 2015; Alaniz *et al.*, 2016), Costa Rica empleó unidades fitogeográficas (Herrera-F *et al.*,  
113 2015), Venezuela usó aspectos botánicos y ecológicos interactuado con variables ambientales  
114 (Oliveira-Miranda *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2010) y en República Checa se empleó la  
115 fisonomía y formaciones dominantes (Chytrý *et al.*, 2019).

116 *Variables de colapso, criterios de la LRE utilizados y marcos temporales.* Las métricas del  
117 cambio en la cobertura vegetal, extensión y distribución del ecosistema —variables directamente  
118 relacionadas con su estructura y composición (Crespin y Simonetti, 2015; Alaniz *et al.*, 2016)—  
119 se aplicaron en todos los casos para evaluar los criterios A (reducción en distribución) y B  
120 (distribución restringida) de la LRE (Tabla 4). Probablemente porque la desaparición espacial es  
121 una condición plausible que da certeza del punto final de los ecosistemas (Keith *et al.*, 2013b), y  
122 porque el cambio de uso de la tierra ha tenido el mayor impacto negativo sobre la naturaleza desde  
123 1970 (IPBES, 2019). Los resultados concuerdan con lo obtenido por Rowland *et al.* (2018) donde

124 los indicadores espaciales fueron los más utilizados en ecosistemas terrestres. No obstante, ellos  
125 encontraron que sobresale la aplicación el “Criterio A” a diferencia de este estudio donde se  
126 encontró mayor aplicación del “Criterio B” (Fig. 7).

127 Las variables relacionadas a escenarios de cambio climático fueron las más frecuentes  
128 encontradas para aplicar el “criterio C” de la LRE (degradación biótica). Otras variables bióticas  
129 destacadas fueron el cambio de uso de suelo, explotación forestal o sobrepastoreo aplicados en  
130 ecosistemas terrestres y en el cambio hidrológico en los humedales. Respecto a las variables  
131 bióticas empleadas en el “criterio D”, las más utilizadas fueron la invasión de especies exóticas de  
132 flora y fauna, y el cambio en la distribución, riqueza y abundancia de especies clave (Tabla 4). Al  
133 igual que en el estudio de Rowland *et al.* (2018), después de los indicadores espaciales (Criterio A  
134 y B) el Criterio C se aplicó con mayor frecuencia (Fig. 7).

135 En algunos estudios se emplearon variables específicas para determinar estados de colapso,  
136 por ejemplo: Burns *et al.* (2015) determinaron que el intervalo de incendios naturales influyeron  
137 en las dinámicas de un Bosque Cenizo en Australia, el grado de afectación de patógenos en  
138 especies forestales en un ecosistema de cumbre de Montaña en Australia (Barrett y Yates, 2015),  
139 la caída del número de días nublados por año y la precipitación anual en el Bosque Nubado de  
140 *GnarledMossy* en Australia (Auld y Leishman, 2015), la perturbación mecánica del suelo del Alvar  
141 en los Grandes Lagos de Norteamérica (Faber-Langendoen y Bakowsky, 2013) y la presión del  
142 turismo en ecosistemas de la República Checa (Chytrý *et al.*, 2019). Algunas variables que fueron  
143 particulares en humedales contemplan la productividad primaria en manglares (Marshall, Schulte  
144 to Bühne, Bland y Pettorelli, 2018) y cambios en los flujos hidrológicos e inundaciones (Bonifacio  
145 y Pisanu, 2013) (Tabla 4).

146 Sólo en dos trabajos se emplearon los cinco Criterios de la LRE y en más de la mitad  
147 (53.49%) se utilizaron hasta tres (Tabla 2). Evaluar los ecosistemas con el mayor número criterios  
148 daría más certeza del riesgo de colapso (Sato y Lindenmayer, 2018), no obstante, la LRE considera  
149 suficiente la evaluación de alguno para asignar una categoría de riesgo (Bland *et al.*, 2017a). Al  
150 igual que lo reportado por Rowland *et al.* (2018), el “criterio E” fue el menos frecuente, se aplicó  
151 sólo en tres estudios a pesar de ser el más determinante para estimar la probabilidad de colapso  
152 mediante modelos cuantitativos (Sato y Lindenmayer, 2018) (Fig. 7). Su limitada aplicación  
153 probablemente se debe a la falta de datos para generar predicciones confiables y robustas, dejando

154 un campo de estudio para generar modelos experimentales que den mayor certeza a los estados de  
155 riesgo (Boitani *et al.*, 2015). En contraste, Los subcriterios B1 y B2 fueron los más empleados  
156 debido a que no se emplean modelos o series temporales para su medición, evalúa la condición  
157 actual del ecosistema siempre y cuando haya un proceso de amenaza explícita.

158 Del total de estudios, 65.17% abarcaron de 12 a 48 años de datos confiables, lapso  
159 suficiente para detectar alertas tempranas de colapso que se manifiestan en un rango de 1 a 40 años  
160 (Sato y Lindenmayer, 2018). Sin embargo, para cumplir con el marco temporal establecido en la  
161 LRE se usaron tasas de disminución absoluta (ARD) y tasas de disminución proporcional (PRD)  
162 (Tan *et al.*, 2017; Marshall *et al.*, 2018), estimadas a partir de series temporales cuyos datos se  
163 extrapolaron con modelos de funciones exponenciales (PRD) o lineales (ARD) (Bland *et al.*,  
164 2017a). También usaron modelos de reconstrucción del ecosistema (Ferrer□Paris *et al.*, 2019), así  
165 como un porcentaje de calidad en la evaluación temporal (p. ej. si se trabajaba con 40 años de  
166 datos, la calidad de la evaluación se declaró en el 80%) (Alaniz *et al.*, 2016). Las imágenes de  
167 satélite fueron de los principales insumos; sin embargo, su aparición data de 1972, por lo que a  
168 futuro se tendrán más series de datos confiables que cumplan con el periodo establecido en la LRE  
169 (Alaniz *et al.*, 2016).

170 *Estados de Riesgo.* El 75% de la superficie terrestre tiene algún grado de alteración, los  
171 ecosistemas se han reducido en promedio 47% de su estado natural y muchos de ellos siguen  
172 disminuyendo más del 4% por década, destacan los humedales que perdieron más del 85% de  
173 extensión (IPBES, 2019). A pesar de ello, no se encontró diferencias significativas entre  
174 ecosistemas amenazados y no-amenazados, además, la categoría LC tuvo mayor frecuencia y solo  
175 se encontraron dos colapsados. No obstante, la cantidad de publicaciones y ecosistemas analizados  
176 son muy pocos para tener una tendencia global, los estudios representan apenas el 0.29%  
177 comparados con los 15 000 trabajos analizados por la IPBES (2019) para establecer tendencias  
178 globales sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos. Conforme se incrementen las  
179 evaluaciones de riesgo en los próximos años, se tendrá mayor certeza del estado global de los  
180 ecosistemas terrestres y humedales.

181 Otro motivo probable de encontrar categorías de riesgo bajo es porque los modelos  
182 contruidos con periodos de datos confiables menores a 50 años pudieron subestimar la situación  
183 real de los ecosistemas, ya que a partir de 1990 algunos como los bosques tropicales y subtropicales

184 han aumentado su extensión en ciertos países, y los bosques templados y boreales se han  
185 incrementado a nivel mundial (IPBES, 2019), este incremento reciente pudo modificar la tendencia  
186 total.

187 Asimismo, el colapso ecosistémico se puede dar a través de múltiples formas y exhibir  
188 diferentes síntomas de degradación (Bland *et al.*, 2018); una categoría derivada de los Criterios A  
189 y B (variables espaciales) con los que se evaluaron todos los ecosistemas—y el 33.41% se analizó  
190 exclusivamente con ellos— probablemente subestimó el riesgo dado por otros conductores de tipo  
191 biótico o abiótico. A pesar del incremento en extensión de algunos ecosistemas, desde 1990 la  
192 abundancia de especies de biomas terrestres disminuyó al menos el 20% (IPBES, 2019).  
193 Aproximadamente el 25% de especies de plantas y animales están amenazados, un millón de  
194 especies enfrentan la extinción, muchas de ellas impactadas por especies exóticas invasoras;  
195 especialmente los vertebrados han disminuido considerablemente en los últimos 50 años,  
196 condiciones que afectan los procesos ecosistémicos (IPBES, 2019). Por ejemplo, Redford (1992)  
197 determinó que ecosistemas con excelente conservación de vegetación no garantizó la presencia de  
198 fauna residente que se ve afectada por procesos de extracción selectiva. Es necesario que se  
199 incrementen el número de evaluaciones analizadas con los Criterios C, D y, especialmente, el  
200 “criterio E”, para dar una condición más plausible del estado de riesgo ecosistémico.

201 *Distribución geográfica de publicaciones y ecosistemas evaluados.* Los países  
202 involucrados representan 35.57% de los países del planeta y 69% de los 100 reportados por Bland  
203 *et al.* (2019), quienes además de ecosistemas terrestres y humedales, incluyeron ecosistemas  
204 marinos y ecosistemas evaluados en documentos aún no publicados. Destacaron las evaluaciones  
205 continentales de la Lista Roja de Hábitats de Europa (Janssen *et al.*, 2016) y la de Bosques  
206 Templados y Tropicales de América (Ferrer- Paris *et al.*, 2019) que en conjunto abarcaron 57  
207 países. Los continentes menos representados fueron África y Asia, es necesario trazar las líneas de  
208 trabajo para aplicar evaluaciones en esta zona para contribuir a la meta que se propuso la IUCN en  
209 la que estableció que todos los ecosistemas del mundo estarían evaluados para el 2025 (Keith *et*  
210 *al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a). El análisis espacial aquí realizado da una idea de los vacíos de  
211 representatividad de las evaluaciones globalmente (Fig. 8).

212 A pesar de que Australia no alberga el mayor número de ecosistemas evaluados, en su  
213 territorio se han llevado a cabo 14 evaluaciones estratégicas no solo para desarrollar la

214 planificación de manejo de los ecosistemas, sino también para generar conocimiento acerca de los  
215 criterios y procesos de evaluación de colapso. Esto se ha reflejado en los documentos clave como  
216 “Los Fundamentos Científicos de la LRE” (Keith *et al.*, 2013b) y “Las Directrices para la  
217 Aplicación de la LRE” (Bland *et al.*, 2017a). En contraste, La República Checa ostenta el mayor  
218 número de ecosistemas evaluados en tres estudios: uno continental, uno nacional y uno sistemático  
219 (Fig. 8).

## 220 **2.7. Conclusiones**

221 La LRE de la IUCN fue desarrollada por investigadores para evaluar el riesgo de colapso  
222 de los ecosistemas, apoya a los gobiernos y tomadores de decisiones en la gestión de la  
223 biodiversidad, la implementación de políticas de conservación y la protección de ecosistemas. No  
224 obstante, en los últimos cuatro años disminuyeron sus publicaciones que evalúan ecosistemas  
225 terrestres y humedales, especialmente las difundidas en revistas JCR. Se sugiere incrementar el  
226 número trabajos orientados a la generación de nuevos métodos, experimentos y modelos que  
227 refuercen las bases teóricas de la LRE y proporcionen nuevos insumos para futuras evaluaciones.  
228 Asimismo, es necesario analizar la red de colaboradores de la LRE para detectar equipos de  
229 trabajo, elementos clave, nodos aislados, flujos de difusión de conocimiento y con base en ello se  
230 puede trazar estrategias y rutas para potenciar la aplicación de la LRE.

231 Las evaluaciones se han realizado a niveles continentales, nacionales o subnacionales  
232 (estados, provincias, departamentos), de acuerdo con los objetivos de conservación de cada nivel,  
233 aunque muy pocos estudios reportan un análisis multiescalar en un mismo territorio. No se ha  
234 documentado el empleo de la LRE en sitios donde los ecosistemas tienen una gran variabilidad en  
235 áreas pequeñas con mosaicos intrincados ambientalmente y que están ligados a una compleja  
236 diversidad sociocultural (Bray *et al.*, 2012). Aquí el análisis debe incluir escalas sumamente  
237 detalladas donde la delimitación de los ecosistemas considere las necesidades locales de  
238 conservación, las dinámicas en la toma de decisiones sobre los recursos naturales y las prácticas  
239 comunitarias de reconocimiento del territorio.

240 La poca comparabilidad de las unidades de evaluación de la LRE ha sido cuestionada por  
241 algunos autores (Boitani *et al.*, 2015). En este análisis se encontraron 15 criterios para definirlos,  
242 aunque el elemento común fue la vegetación usada como *proxy* de su ocurrencia. Aun así, incluso  
243 usando este solo elemento, fue abordado desde diferentes enfoques (botánico, ecológico,

244 fitosociológico y fitogeográfico), el resultado fueron ecosistemas con una gran variabilidad en su  
245 definición, tamaños y escalas de análisis. Actualmente la LRE trabaja en una tipología de  
246 ecosistemas (Bland *et al.*, 2017a), es necesario que en ella se considere una definición  
247 estandarizada aplicable a diferentes escalas y que permita realizar evaluaciones anidadas en  
248 diferentes jerarquías del ecosistema<sup>4</sup>. El análisis a una sola escala no satisface las necesidades de  
249 quienes toman las decisiones en la gestión del ecosistema a distintos niveles (Hassan *et al.*, 2005;  
250 Sato y Lindenmayer, 2018).

251 Los procesos hacia el colapso pueden darse por diferentes vías y en diferentes lapsos  
252 temporales (Rowland *et al.*, 2018; Sato y Lindenmayer, 2018). Sin embargo, todos los estudios se  
253 enfocaron a la medición de variables espaciales: pérdida de cobertura, disminución de extensión y  
254 restricciones en la distribución (Criterios A y B), en menor grado se midieron variables bióticas  
255 (Criterio D) y abióticas (Criterio C), y solo 3/43 estudios evaluaron el Criterio E que da más certeza  
256 matemático-probabilística del colapso. Es necesario que los investigadores consideren en futuras  
257 evaluaciones la inclusión de un mayor número de criterios que permita medir de forma más integral  
258 el nivel relativo de amenaza de los ecosistemas, incluso se sugiere la evaluación rigurosa bajo  
259 todos los criterios partiendo de un punto de referencia del colapso (Boitani *et al.*, 2015; Rodríguez  
260 *et al.*, 2015; Sato y Lindenmayer, 2018).

261 En la mayoría de los estudios se encontraron restricciones en la disponibilidad de datos  
262 fiables que cubrieran los periodos establecidos por la LRE, en esos casos se usaron modelos de  
263 estimación con cierto margen de incertidumbre basados en series temporales y sus tendencias. En  
264 el futuro, se tendrá más certeza de los estados de riesgo al contar con un mayor periodo de datos  
265 fiables, no obstante, para ello es fundamental realizar el monitoreo constante de las variables que  
266 determinaron los estados de riesgo actuales y combinarlas con nuevas variables en modelos que  
267 arrojen una categoría de amenaza más precisa.

268 Los estudios realizados no representan una tendencia global del estado de los ecosistemas  
269 terrestres y humedales debido a que son muy pocos para establecer un juicio de esta condición.

---

<sup>4</sup> En marzo de 2021 se publicó la Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN (Keith *et al.*, 2020), posterior al arbitraje del presente artículo. El texto no fue modificado en para conservar la integridad de este. Como se detalla en la sección 1.2.4 la Tipología considera en análisis jerárquico de ecosistemas a diferentes escalas.

270 Por esta razón los resultados contrastan con el panorama mundial que sugiere la modificación del  
271 75% de los ecosistemas (IPBES, 2019). El análisis realizado arrojó el predominio de la categoría  
272 LC (Preocupación Menor) en los ecosistemas, además de no encontrar diferencias significativas  
273 entre ecosistemas amenazados y no-amenazados, aunado a que solo se registraron dos ecosistemas  
274 colapsados. Con las consideraciones sugeridas y el incremento en el número de evaluaciones se  
275 espera que en un futuro se tenga un panorama que se ajusten a las tendencias globales de la  
276 biodiversidad y los ecosistemas.

277 Por último, el análisis geográfico realizado identifica el vacío territorial en los países donde  
278 no se han realizado las evaluaciones de riesgo de la LRE, puede ser una herramienta que apoye la  
279 priorización de naciones por evaluar. Asimismo, da una perspectiva muy general del grado de  
280 avance del cumplimiento el cumplimiento de la meta global de evaluar los ecosistemas en 2025.

281

282

283

284

285

286

287

288

289

290

291

292

293

294

295

296 **Capítulo 3. Riesgo al colapso de los ecosistemas terrestres de Oaxaca,**  
297 **México: evaluación de atributos relacionados con el tamaño y distribución**

298 *Collapse risk of terrestrial ecosystems in Oaxaca, Mexico: assessment of attributes*  
299 *related to size and distribution*

300

301 **3.1. Resumen**

302 Globalmente, el 75% de los ecosistemas terrestres están impactados por actividades  
303 antropogénicas. La medición de sus tendencias es esencial para la toma de decisiones y el diseño  
304 de estrategias de conservación. La Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN (LRE) establece evaluar  
305 y clasificar a los ecosistemas de acuerdo con su riesgo de colapso. Las métricas del cambio de uso  
306 de suelo y vegetación dan certeza de las tendencias y estados de riesgo de los ecosistemas. Este  
307 trabajo se realizó en el estado de Oaxaca, ubicado en el sureste de México; posee la mayor  
308 biodiversidad del país y se caracteriza por una complejidad orográfica y ambiental. Se delimitaron  
309 14 ecosistemas terrestres basados en características fisiológicas y fisionómicas de la vegetación,  
310 combinadas con rangos de temperatura y precipitación analizados de 1902 a 2015, cada uno se  
311 clasificó de acuerdo con el reino y bioma al que pertenecen, establecidos en la Tipología Global  
312 de Ecosistemas de la ICUN. Se evaluó el riesgo de colapso ecosistémico con base en los Criterios  
313 A (reducción en la distribución) y B (distribución restringida) de la LRE. Se emplearon cinco  
314 mapas oficiales de uso de suelo y vegetación de México escala 1:250,000 que abarcaron el periodo  
315 de 1978 a 2016 para medir los cambios y las tendencias a futuro. Actualmente, el 32.6 % del  
316 territorio de Oaxaca corresponde a usos antrópicos y los ecosistemas tipo cubren el 66.8% del  
317 territorio, sin embargo, 9 de 14 ecosistemas se encuentran en categorías de riesgo. Este estudio  
318 establece las bases para delimitar y evaluar el riesgo de colapso de los ecosistemas tipo con un  
319 enfoque estatal de escala intermedia. Sus resultados son de potencial aplicación para la  
320 priorización de áreas de atención, así como el diseño de políticas públicas de conservación  
321 dirigidas en función la categoría de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca.

322 **Palabras clave:** Clasificación ecosistémica, Colapso, Evaluación ecosistémica, Lista Roja de  
323 Ecosistemas de la IUCN, riesgo ecosistémico, uso de suelo.

324 **3.2. Abstract**

325 Worldwide, 75% of terrestrial ecosystems are impacted by anthropogenic activities. Measuring  
326 their trends is essential for decision-making and the design of conservation strategies. The IUCN  
327 Red List of Ecosystems (LRE) proposes to evaluate and classify ecosystems according to their risk  
328 of collapse. Metrics of land use and vegetation change provide certainty about trends and states of  
329 risk of ecosystems. This work was carried out in the state of Oaxaca, located in the southeast of  
330 Mexico; it has the greatest biodiversity in the country and is characterized by an orographic and  
331 environmental complexity. Fourteen terrestrial ecosystems were delimited based on physiological  
332 and physiognomic characteristics of vegetation, combined with temperature and precipitation  
333 ranges analyzed from 1902 to 2015, each one was classified according to the realm and biome to  
334 which they belong, as established in the ICUN Global Ecosystem Typology. The risk of ecosystem  
335 collapse was assessed based on Criteria A (reduction in distribution) and B (restricted distribution)  
336 of the LRE. Five official land use and vegetation maps of Mexico scale 1:250,000 covering the  
337 period from 1978 to 2016 were used to measure changes and future trends. Currently, 32.6% of  
338 Oaxaca's territory corresponds to anthropic uses, ecosystems type cover 66.8% of the territory,  
339 however, 9 of 14 ecosystems are in risk categories. This study establishes the basis for delimiting  
340 and assessing the risk of collapse of ecosystem types with an intermediate-scale statewide  
341 approach. Its results are of potential application for the prioritization of areas of attention, as well  
342 as the design of public conservation policies directed according to the risk category of Oaxaca's  
343 ecosystems.

344 **Key words:** Collapse, Ecosystem assessment, Ecosystem classification, Ecosystem risk, IUCN  
345 Red List of Ecosystems, Land use.

346

347

348

349

350

### 351 3.3. Introducción

352 Los ecosistemas proporcionan bienes y servicios fundamentales para la existencia de la  
353 humanidad (Cardinale *et al.*, 2012). Sin embargo, el 75% de los ecosistemas terrestres están  
354 impactados por actividades antropogénicas (IPBES, 2019). La medición de sus cambios y  
355 tendencias es esencial para la toma de decisiones, el diseño de políticas y para proponer estrategias  
356 de conservación y restauración (Rowland *et al.*, 2018). Sin embargo, esto implica establecer un  
357 punto final teórico de colapso y umbrales de amenaza para que a partir de ellos se puedan  
358 establecer categorías de riesgo (Keith *et al.*, 2013b). El colapso ocurre cuando un ecosistema  
359 desaparece espacialmente o bien, transforma su identidad y características originales hacia un  
360 ecosistema novel o emergente (Keith *et al.*, 2013b). Medirlo puede ser complejo y controversial  
361 (Boitani *et al.*, 2015; Sato y Lindenmayer, 2018), no obstante, su desaparición espacial permite  
362 establecer un punto de colapso confiable que se puede estimar mediante variables de pérdida de  
363 cobertura vegetal y cambio de uso de suelo (Crespin y Simonetti, 2015).

364 En 2008 surgió la Lista Roja de Ecosistemas (LRE) de la Unión Internacional para la  
365 Conservación de la Naturaleza (IUCN), cuyo objetivo es evaluar y clasificar a los ecosistemas de  
366 acuerdo con su riesgo de colapso (Bland *et al.*, 2017a). Establece cinco criterios para estimarlo:  
367 A) reducción en la distribución; B) distribución restringida relacionada a una reducción o amenaza  
368 explícita; C) degradación ambiental, D) alteración de los procesos bióticos y E) la modelación  
369 matemática del colapso (Keith *et al.*, 2013b). Estos se evalúan de acuerdo con marcos temporales  
370 y umbrales de amenaza para determinar una categoría que informe el estado de riesgo de colapso:  
371 Colapsado (CO), En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado  
372 (NT) y Preocupación Menor (LC) (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a).

373 El protocolo de la LRE se ha empleado en la evaluación de 2,281 ecosistemas de 100 países,  
374 ha sido útil para el diseño de políticas y estrategias de conservación, el monitoreo del cumplimiento  
375 de objetivos globales sobre biodiversidad y en la gestión y planificación del territorio (Nicholson  
376 *et al.*, 2015; Bland *et al.*, 2019). En ecosistemas terrestres, la vegetación se considera uno de los  
377 mejores indicadores de su estado (Velázquez *et al.*, 2016); el tipo de vegetación es el principal  
378 criterio empleado para delimitar las unidades de evaluación a nivel continental (Janssen *et al.*,  
379 2016; Ferrer-Paris *et al.*, 2019), nacional (Etter, Andrade, Nelson, Cortés y Saavedra, 2020) y  
380 subnacional (Tan *et al.*, 2017). Sin embargo, existen diferentes criterios para clasificarla, además

381 se ha combinado con otras variables como temperatura, precipitación, altitud y límites  
382 administrativos para delimitar unidades de evaluación (Tan *et al.*, 2017).

383 La incertidumbre sobre los límites del ecosistema, sus escalas de análisis y su  
384 conceptualización como una unidad organizativa de la naturaleza, son cuestiones a resolver en  
385 nuevas evaluaciones de riesgo de colapso (Bland *et al.*, 2017a; Sato y Lindenmayer, 2018). Para  
386 coadyuvar al objetivo global de evaluar todos los ecosistemas del mundo (Bland *et al.*, 2017a), la  
387 IUCN desarrolló una Tipología Global de Ecosistemas que se compone de seis criterios  
388 jerárquicos, los tres primeros están orientados a un enfoque global de acuerdo a rasgos y funciones  
389 ecosistémicas clave: cinco reinos, 25 biomas y 108 grupos funcionales (Keith *et al.*, 2020). No  
390 obstante, para los niveles inferiores (4 al 6) es necesario el desarrollo de tipologías nacionales y  
391 subnacionales (Keith *et al.*, 2020).

392 México sólo ha sido parte de una evaluación sistemática de ecosistemas (se analizan un  
393 gran número dentro de un área determinada) de bosques templados y tropicales de América, una  
394 de sus conclusiones fue la necesidad de realizar estudios a nivel nacional y subnacional que  
395 complementen los diagnósticos a diferentes escalas (Ferrer- Paris *et al.*, 2019). Delimitar los  
396 ecosistemas del país de acuerdo con su tipo de vegetación implica integrar diferentes sistemas de  
397 clasificación existentes. El Sistema Jerárquico Estandarizado para la Clasificación de la  
398 Vegetación de México (SECLAVEMEX) surge de la revisión y compilación de métodos y  
399 enfoques previos, propone organizar la vegetación de acuerdo con nueve criterios jerárquicos, cada  
400 uno de acuerdo con escalas y objetivos de estudio. Los tres primeros son la fisonomía y fenología  
401 de la vegetación, y el clima en el que se distribuye; están diseñados para análisis que sirvan de guía  
402 para una capa temática de información de la vegetación a nivel de mesoescala (1:100,000 a  
403 1:500,000) (Velázquez *et al.*, 2016). Este enfoque corresponde a una escala intermedia del análisis  
404 de biodiversidad (cientos a decenas de miles de hectáreas) que se ubica entre un análisis local  
405 (metros a miles de hectáreas) y grueso (decenas de miles a millones de hectáreas), donde la  
406 delimitación de los ecosistemas es definida por factores físicos y regímenes ambientales (Poiani  
407 *et al.*, 2000).

408 El estado de Oaxaca se ubica en sureste de México, se caracteriza por tener la mayor  
409 biodiversidad del país, generada en gran medida por una compleja orografía que permite grandes  
410 variaciones ambientales en áreas relativamente pequeñas (García-Mendoza *et al.*, 2004).

411 Asimismo, posee una gran diversidad sociocultural de grupos originarios que subsisten de los  
412 ecosistemas en los cuales desarrollan prácticas tradicionales y milenarias (Bray *et al.*, 2012). El  
413 presente estudio propone una delimitación de ecosistemas tipo que se distribuyen dentro de las  
414 fronteras administrativas del estado de Oaxaca, basados en características fisionómicas y  
415 fisiológicas de la vegetación, así como criterios de temperatura y precipitación donde se  
416 distribuyen. Asimismo, se evalúa su estado de riesgo mediante la medición de atributos  
417 relacionados con el tamaño y distribución de los ecosistemas (Criterios A y B de la LRE). Los  
418 resultados pueden apoyar en el diseño de estrategias y políticas públicas para gestión territorial,  
419 priorización de zonas para restauración ecológica e inversión de recursos; ordenar actividades  
420 productivas, identificar nuevas zonas de protección que no estén dentro de alguna estrategia formal  
421 de conservación, y proporcionar una herramienta para evaluar la efectividad de las estrategias de  
422 conservación ya existentes en Oaxaca.

### 423 **3.4. Materiales y métodos**

#### 424 **3.4.1. Alcance espacial**

425 Los datos, variables e insumos geográficos utilizados en este estudio son sugeridos para  
426 una evaluación con una visión de los ecosistemas tipo a nivel estatal (subnacional) que corresponde  
427 a un análisis de biodiversidad a escala intermedia (Poiani *et al.*, 2000), tiene limitaciones para  
428 hacer un análisis a escala fina. Asimismo, el análisis de los ecosistemas se acota a la distribución  
429 dentro de los límites administrativos de Oaxaca. La propuesta de delimitación y clasificación de  
430 ecosistemas tipo corresponde al nivel 5 (tipo de ecosistema global) y 6 (tipo de ecosistema sub-  
431 global) de la Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN que, en estos niveles, sugiere la  
432 integración o desarrollo de clasificaciones nacionales y locales anidadas en el marco global (Keith  
433 *et al.*, 2020).

#### 434 **3.4.2. Área de estudio**

435 Oaxaca se ubica al sur de México (18°39'–15°39'N, 93°52'E, 98°32'O), con un área de  
436 95,364 km<sup>2</sup> dividida en 570 municipios. Tiene una población de 3,801,962 habitantes de 16 grupos  
437 étnicos que viven en ~10,000 comunidades. Existen 26 tipos de climas, la temperatura media anual  
438 varía entre 8 y 28 °C según la zona, y la altitud va desde el nivel del mar hasta los 3,750 m. La  
439 precipitación media anual fluctúa entre 300 y 4.500 mm (Trejo, 2004). En su territorio se unen las  
440 regiones neártica y neotropical (Morrone, 2001), además, cuenta con 12 sub-provincias

441 fisiográficas que poseen una alta diversidad geográfica, climática y biológica (Ortiz-Pérez,  
442 Hernández-Santana y Figueroa-Mah-Eng, 2004). Asimismo, es el estado con la mayor  
443 biodiversidad de México: alberga el 40% de la flora con 8,341 especies de plantas vasculares  
444 (García-Mendoza *et al.*, 2004), posee el 19% de las especies de invertebrados (3.112) y tiene la mayor  
445 cantidad de especies de vertebrados del país con 1,455 especies (Martínez-Ramírez, Doadrio-Villarejo  
446 y de Sostoa-Fernández, 2004; Navarro, García-Trejo, Peterson y Rodríguez-Contreras, 2004; Mata-  
447 Silva, Johnson, Wilson y García-Padilla, 2015; Briones-Salas *et al.*, 2016b).

### 448 **3.4.3. Delimitación de las unidades de evaluación**

449 Se delimitaron los ecosistemas tipo de acuerdo con características comunes de vegetación  
450 establecidas en el SECLAVEMEX (Velázquez *et al.*, 2016). La fisionomía o formas de  
451 crecimiento clasificadas en bosques, matorrales, pastizales y plantas no-vasculares, y la fenología  
452 del follaje agrupada en vegetación caducifolia, subcaducifolia, perenne y subperenne (Velázquez  
453 *et al.*, 2016), fueron determinadas con base en los datos cartográficos de la cobertura de México  
454 establecidos en la “Serie I” de Uso de Suelo y Vegetación del Instituto Nacional de Estadística,  
455 Geografía e Informática (INEGI), en formato *Shapefile*, escala 1:250,000, realizada con datos  
456 previos a 1978 (INE-INEGI, 1997; INEGI, 2005a). En el programa *ArcGIS* (ESRI, 2010) se trabajó  
457 la Serie I a los límites del estado de Oaxaca con una proyección conforme cónica de Lambert, la  
458 superficie abarcó 5,677 polígonos de 83 categorías de uso de suelo y vegetación. Estas categorías  
459 se reagruparon en 27 de acuerdo a lo sugerido por Velázquez *et al.* (2002) y éstas posteriormente  
460 se redujeron a 15 conforme los criterios de Mas *et al.* (2004) y Velázquez *et al.* (2016) (Tabla S1,  
461 Anexo). Una vez contando con las categorías finales la capa *Shapefile* se convirtió a formato ráster  
462 (*GeoTIFF*) a un tamaño de píxel de 100x100 m, para combinarlas posteriormente con rangos de  
463 temperatura y precipitación en formatos ráster (Fig. S1A, Anexo).

464 El criterio climático se determinó por límites térmicos: tropical ( $>18$  °C), templado (5 a  
465 18 °C) y frío (-2 a 5 °C), y límites en la precipitación: húmedo (1.000 a  $>4,000$  mm) y seco (0 a  
466 1,000 mm) (Velázquez *et al.*, 2016). Se utilizaron los datos en formato *GeoTIFF* del Repositorio  
467 Institucional del Centro de Ciencias de la Atmosfera de la Universidad Nacional Autónoma de  
468 México, para temperatura se emplearon 12 ráster de promedios mensuales del periodo 1902-2015  
469 (Fernández-Eguiarte, Zavala-Hidalgo, Romero-Centeno, Castelán-Hernández y Bautista Durán,  
470 2018b), y para la precipitación se usaron los 12 ráster de acumulados mensuales para el mismo  
471 periodo (Fernández-Eguiarte, Zavala-Hidalgo, Romero-Centeno, Castelán-Hernández y Bautista

472 Durán, 2018a). Los archivos *GeoTIFF* se delimitaron a la extensión de Oaxaca y se configuraron  
473 conforme a la proyección conforme cónica de Lambert. Mediante un proceso de álgebra de mapas  
474 del módulo “*Raster Calculator*” de *ArcGIS* (ESRI, 2010) se agrupó la temperatura media anual en  
475 dos categorías: templado que va de 8.47 (valor mínimo encontrado) a 18.0 °C, y cálido que va de  
476 18.0 a 28.5 °C (valor máximo encontrado) (Fig. S1B, Anexo); la precipitación acumulada anual  
477 se reclasificó en seco que va de 226.97 (valor mínimo) a 1,000 mm anuales, y húmedo de 1,000 a  
478 4,912.81 mm anuales (valor máximo) (Fig. S1C, Anexo). Éstos dos últimos ráster se combinaron  
479 para generar un nuevo archivo *GeoTIFF* con cuatro unidades climáticas: templado húmedo,  
480 templado seco, tropical húmedo y tropical seco (Fig. S1D, Anexo) (Velázquez *et al.*, 2016).

481 El mapa ráster con las 15 categorías de vegetación y uso de suelo se combinó con los mapas  
482 de unidades climáticas para obtener un conjunto de 14 ecosistemas tipo y cinco categorías de uso  
483 de suelo (Fig. S1E, Anexo). Sin embargo, los ecosistemas son dinámicos, no solo pierden  
484 extensión, sino que pueden recuperar o colonizar nuevas áreas disponibles (O'Neill, 2001): los  
485 polígonos de los ecosistemas tipo abarcan tanto áreas ocupadas por vegetación nativa actual, como  
486 áreas de pérdida de cobertura y áreas recuperadas o colonizadas durante en el periodo 1978 a 2016.  
487 Se empleó la Serie I (1978) y VI (2016) del INEGI, y mediante *ArcGIS* (ESRI, 2010) se  
488 determinaron las áreas nuevas que ocuparon los ecosistemas tipo y fueron integradas a los  
489 polígonos de evaluación.

490 Cada ecosistema tipo se clasificó de acuerdo con el reino (nivel 1) y bioma (nivel 2) al que  
491 pertenecen, establecidos en la Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN (Keith *et al.*, 2020).

#### 492 **3.4.4. Evaluación de riesgo de colapso de los ecosistemas**

493 *Sistematización de la información.* Se analizó la reducción y restricción de la distribución  
494 de cada ecosistema en el periodo de 1978 a 2016. Se utilizaron los mapas oficiales de las Series I  
495 (1978), II (1993), III (2002), IV (2007), V (2011) y VI (2016) de Uso de Suelo y Vegetación del  
496 INEGI, en formato *Shapefile*, escala 1:250.000 (INE-INEGI, 1997; INEGI, 2001, 2005b, 2009,  
497 2011, 2016). Estos mapas se han utilizado para diversos estudios en México sobre cambio de uso  
498 de suelo y vegetación en series temporales (Mas *et al.*, 2004; Rosete-Vergés *et al.*, 2014), para su  
499 consistencia y comparación se utilizó el agrupamiento de categorías y correcciones sugeridas por  
500 Mas *et al.* (2004) y Velázquez *et al.* (2002). Cada mapa fue acotado a los límites de Oaxaca y  
501 procesado con la proyección conforme cónica de Lambert. Las categorías de cada uno se

502 estandarizaron a 27 clases de acuerdo a lo establecido por Velázquez *et al.* (2002), mismas que se  
503 reagruparon en: vegetación primaria, vegetación secundaria, cultivos, pastizal inducido/cultivado,  
504 sin vegetación/erosión, cuerpo de agua y asentamiento humano (Tabla S1, Anexo). Cada  
505 ecosistema tipo fue evaluado con matrices de cambio en cinco años distintos que corresponden a  
506 cada mapa de las Series de Uso de Suelo y Vegetación: 1978, 1993, 2002, 2007, 2011 y 2016.

507 *Evaluación de las amenazas espaciales.* Para cada ecosistema se determinaron las  
508 amenazas espacialmente explícitas, representadas por el porcentaje del ecosistema que cambio de  
509 vegetación original a actividades antrópicas durante el periodo de análisis (1978-2016). Las  
510 amenazas se clasificaron de acuerdo con la actividad antropogénica presente en el ecosistema:  
511 cultivos, pastizales inducidos/cultivados, sin vegetación/erosión, y asentamientos humanos. Para  
512 considerar un ecosistema bajo amenaza explícita, su extensión original (pariendo del mapa de  
513 1978) debe estar ocupada en más del 15% por actividades antrópicas (mapa de 2016). El umbral  
514 se estimó con base en lo propuesto por Perzanowska y Korzeniak (2020) que consideraron  
515 presiones medias y altas para el ecosistema por arriba del 33% del conjunto de amenazas, el umbral  
516 del 15% corresponde al percentil 33 del conjunto de porcentajes de amenazas estimado para cada  
517 ecosistema.

518 *Definición de colapso para los ecosistemas evaluados.* Para el análisis de riesgo de los  
519 ecosistemas tipo de esta evaluación se utilizaron los criterios A y B de la LRE que se basan en el  
520 análisis de extensión espacial y distribución del ecosistema. Se asume que el ecosistema llega al  
521 colapso cuando la distribución de la vegetación en el mapa es cero (Keith *et al.*, 2013b; Herrera-F  
522 *et al.*, 2015).

523 *Evaluación de los ecosistemas tipo.* Se emplearon criterios A (reducción en la distribución  
524 del ecosistema) y B (distribución restringida relacionada a una reducción o amenaza persistente y  
525 explícita) de la LRE de la IUCN. Los resultados se acotaron a las categorías de riesgo de “En  
526 Peligro Crítico (CR)”, “En Peligro (EN)”, “Vulnerable (VU)”, “Casi Amenazado (NT)”,  
527 “Preocupación Menor (LC)”, y “Datos Insuficientes (DD)”, de acuerdo con umbrales cuantitativos  
528 establecidos y tomando como referencia de riesgo la categoría más alta que arroje la evaluación  
529 de cada ecosistema. Para mayor detalle de los criterios de la LRE se pueden consultar las  
530 directrices oficiales (Bland *et al.*, 2017a) y los artículos científicos asociados (Keith *et al.*, 2013b;  
531 Rodríguez *et al.*, 2015).

532 *Criterio A.* Se consideró la superficie de vegetación primaria y secundaria que abarca el  
533 ecosistema como elementos que expresan su extensión. El Subcriterio A1 (últimos 50 años) se  
534 estimó mediante un porcentaje de disminución absoluta de la extensión del ecosistema de 1978 a  
535 2016. Sin embargo, el periodo no cumplió con el criterio de 50 años establecido en el método  
536 oficial (Bland *et al.*, 2017a), para compensarlo se estimó un rango de “calidad de evaluación  
537 temporal” propuesto por Alaniz *et al.* (2016) expresado como porcentaje dado por la fórmula  
538 [(periodo de estudio/periodo requerido)(100)]. Los Subcriterios A2a (futuro: próximos 50 años) y  
539 A2b (cualquier periodo de 50 años entre pasado-presente-futuro) se estimaron mediante la  
540 tendencia de la superficie. Se tomó el área que abarcó cada ecosistema en seis matrices temporales  
541 de cambio: 1978, 1993, 2002, 2007, 2011 y 2016, y con los datos de de distribución se evaluaron  
542 dos tipos de modelos: 1) regresión lineal que estima la tasa absoluta de disminución (ARD) y 2)  
543 regresión cuadrática que calcula la tasa proporcional de disminución (PRD) (Keith, 2013; Bland  
544 *et al.*, 2017a). Se eligió el modelo con mayor coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y menor valor de  
545 probabilidad (siempre que  $P < 0.05$ ). Con base en la ecuación del mejor modelo se estimó una tasa  
546 de disminución anual que se extrapoló a 12 años al futuro (Subcriterio A2b: 38 años de datos  
547 observacionales y 12 de proyección) y 50 años a futuro (A2a), es decir a 2028 y 2066,  
548 respectivamente.

549 De acuerdo con los porcentajes de disminución, a cada subcriterio se le asignó una  
550 categoría de riesgo para el ecosistema con base en el porcentaje de disminución de la superficie:  
551 Vulnerable (VU) si se redujo entre el 30 y 49%, En Riesgo (EN) si disminuyó entre el 50 y el 79%,  
552 y en Riesgo Crítico (CR) si disminuyó igual o más del 80%. Además, se consideraron las categorías  
553 Casi Amenazado (NT) si se redujo entre el 20 y el 29% y Preocupación Menor (LC) si su valor es  
554 menor al 20%, ambas consideradas categorías de no-riesgo (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*,  
555 2017a).

556 *Criterio B.* Los ecosistemas con amenazas espacialmente explícitas fueron evaluados con  
557 el Subcriterio B1 (Extensión de la presencia: EOO) mediante el área que abarca el polígono  
558 convexo mínimo que incluya todas las ocurrencias del ecosistema, proyectado en *ArcGIS* (ESRI,  
559 2010). Se consideró en Vulnerable (VU) si midió entre 20,001 y 50,000 km<sup>2</sup>, En Riesgo (EN) si  
560 tuvo entre 2,001 y 20,000 km<sup>2</sup> y en Riesgo Crítico (CR) si fue menor a 2,000 km<sup>2</sup>. Además, se  
561 consideraron las categorías Casi Amenazado (NT) con valores cercanos a 50,000 km<sup>2</sup> y

562 Preocupación Menor (LC) con áreas mayores a 50,001 km<sup>2</sup>. Asimismo, se estimó el número de  
563 localidades que ocupa el ecosistema cuyo umbral son menos de 10 localidades para asignar una  
564 categoría de riesgo bajo el Subcriterio B1c y menor a cinco bajo el criterio B3 (combinado una  
565 amenaza severa en un periodo de tiempo corto). El Subcriterio B2 (Área de Ocupación: AOO) se  
566 analizó en *ArcGIS* (ESRI, 2010) mediante el número de celdas que ocupan las ocurrencias del  
567 ecosistema en una malla de 10X10 km (Fig. S2, Anexo). Se asignó la categoría de Vulnerable  
568 (VU) si el valor de las celdas estuvo entre 21-50, En Riesgo (EN) si estuvo entre 3-20 y Riesgo  
569 Crítico (CR) si es menor o igual a dos. Las categorías de no-riesgo fueron Casi Amenazado (NT)  
570 si el valor estuvo entre 51 y 60, y Preocupación Menor (LC) si fue mayor a 60.

571 *Mapa de riesgo ecosistémico.* La categoría de riesgo más alta dada por cualquiera de los  
572 criterios evaluados fue asignada a cada ecosistema de la Serie de Uso de Suelo y Vegetación más  
573 actual (2016), con base en ello en *ArcGIS* (ESRI, 2010) se construyó el mapa de riesgo  
574 ecosistémico.

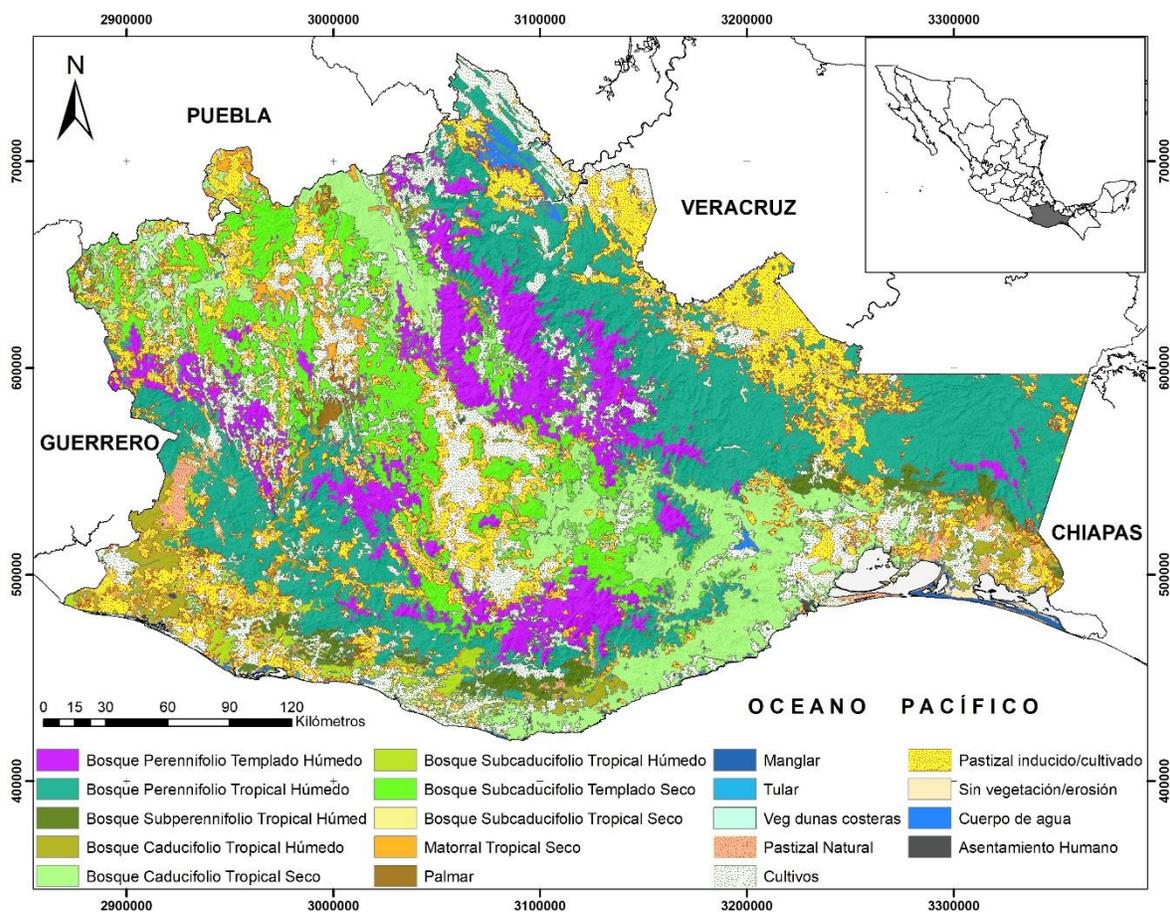
### 575 **3.5. Resultados**

576 La superficie de Oaxaca se clasificó en 14 ecosistemas tipo con características comunes en  
577 la fisiología y fisionomía de la vegetación, así como similitud en rangos de temperatura y  
578 precipitación. Además, se establecieron otras cinco categorías de uso de suelo (Fig. 9). Once  
579 ecosistemas pertenecen al reino terrestre y tres son de transición entre ambientes terrestres,  
580 marinos y dulceacuícolas. Asimismo, corresponden a siete biomas de bosques tropicales y  
581 subtropicales (seis ecosistemas), bosques templados (2), matorrales y arbustos (2), sabanas y  
582 praderas (1), Sistemas Salobres de Mareas (1), Sistemas Costeros Supralitorales (1) y Humedales  
583 Palustres (1) (Tabla 5).

584 Actualmente, los ecosistemas cubren una superficie de 62,454.13 km<sup>2</sup> que representa el  
585 66.8% del territorio de Oaxaca; el 32.6 % corresponde a usos antrópicos: cultivos (17.2%),  
586 pastizales cultivados o inducidos (14.9%), asentamientos humanos (0.3%) y zonas erosionadas o  
587 sin vegetación (0.2%), y el 0.6% corresponde a cuerpos de agua. Se encontró una gran variación  
588 en el tamaño de los ecosistemas que va de 14.67 km<sup>2</sup> del Tular a 23,370.69 km<sup>2</sup> del Bosque  
589 Perennifolio Tropical Húmedo a ( $\bar{X}$ =4,461.01; SD=6,740.30). Desde 1978, los ecosistemas han  
590 perdido 16.14% (12,024.33 km<sup>2</sup>) de su extensión, con variaciones de pérdida de 0.49 % (palmar)  
591 a 44.19 % (Bosque Subcaducifolio Tropical Seco). Sin embargo, hay dos ecosistemas que han

592 incrementado su superficie: el Bosque Subcaducifolio Templado Seco (aumento de 0.49 %) y el  
 593 Tular (aumento de 11.34 %).

594 Se construyeron 14 matrices de cambio de vegetación y uso de suelo en las que se evaluó  
 595 el comportamiento de la extensión de los ecosistemas en cinco periodos distintos: 1978, 1993,  
 596 2002, 2007, 2011 y 2016 (Tabla S2, Anexo). Con estas tendencias se proyectaron 28 modelos, dos  
 597 por ecosistema: uno de regresión lineal (ARD: tasa absoluta de disminución) y uno de regresión  
 598 cuadrática (PRD: tasa proporcional de distribución) (Bland *et al.*, 2017a). Nueve ecosistemas se  
 599 ajustaron a modelos de regresión lineal, cuatro a modelos de regresión cuadrática y solo uno no se  
 600 ajustó a ninguno. Sus coeficientes de determinación van de 0.66 a 1.0; no obstante, el 64 % tienen  
 601 ajustes superiores a  $R^2=0.92$ . Se estima que probablemente en el 2028 los ecosistemas perderán el  
 602 19.95% de su extensión (tomando como referencia 1978) y para el 2066 el 33.76%, si las  
 603 tendencias continúan (Tabla 5).



604  
 605 Figura 9. Ecosistemas tipo y categorías de uso de suelo en Oaxaca, México. Mapa construido con  
 606 base en el análisis de las Series I a VI (1978-2016) de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI.  
 607

608 Tabla 5. Clasificación y cambios de extensión de los ecosistemas tipo de Oaxaca, México. Reinos (T= Terrestre, TMF= Transicional  
609 Terrestre-Dulceacuícola-Marino, MT= Transicional Marino-terrestre, TF= Transicional Dulceacuícola-terrestre) y biomas (T1=  
610 Bosques Tropicales-Subtropicales, T2= Bosques Templados-Boreales, T3= Matorrales y Arbustos, T4= Sabanas y praderas, MFT1=  
611 Sistemas Salobres de Mareas, MT2=Sistemas Costeros Supralitorales, TF1=Humedales Palustres) de acuerdo a la Tipología Global de  
612 Ecosistemas de la IUCN (Keith *et al.*, 2020). Periodo de análisis de datos de 1978 a 2016 y estimaciones probabilísticas de extensión en  
613 2028 y 2066. Niveles de significancia: \*P≤0.05, \*\* P≤0.01, \*\*\* P≤0.001. Ns= No se ajusta a un modelo.

ID	Ecosistema tipo	Reino/ bioma	Extensión (km <sup>2</sup> )		% total de disminución	Modelo		Estimación (km <sup>2</sup> )		% disminución	
			1978	2016		Tipo de Ajuste	Parámetros	2028	2066	2028	2066
1	Bosque Perennifolio Templado Húmedo	T/T2	10,051.52	9,657.52	3.92	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.72 P= 0.0337*	9,495.40	8,982.02	5.53	10.64
2	Bosque Perennifolio Tropical Húmedo	T/T1	26,799.69	23,370.95	12.79	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.96 P= 0.0006	22,221.71	18,582.45	17.08	30.66
3	Bosque Subperennifolio Tropical Húmedo	T/T1	1,996.79	1,728.31	13.45	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.93 P= 0.0016**	1,638.31	1,353.31	17.95	32.23
4	Bosque Caducifolio Tropical Húmedo	T/T1	4,201.61	3,195.58	23.94	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.92 P= 0.0016**	2,833.30	1,686.08	32.57	59.87
5	Bosque Caducifolio Tropical Seco	T/T1	12,015.09	10,729.93	10.70	Cuadrático (PRD)	R <sup>2</sup> = 0.96 P= 0.0352*	10,989.06	12,015.09	8.54	0.00
6	Bosque Subcaducifolio Tropical Húmedo	T/T1	2,552.54	1,570.60	38.47	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.97 P< 0.001***	1,252.12	243.60	50.95	90.46
7	Bosque Subcaducifolio Templado Seco	T/T2	9,837.53	9,886.01	-0.49	Ninguno	Ns	Ns	Ns	0.00	0.00
8	Bosque Subcaducifolio Tropical Seco	T/T1	526.20	293.69	44.19	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.98 P< 0.001***	220.73	0.00	58.05	100.00
9	Matorral	T/T3	559.86	485.88	13.21	Cuadrático (PRD)	R <sup>2</sup> = 0.96 P= 0.0094**	559.86	559.86	0.00	0.00
10	Palmar	T/T3	344.23	342.53	0.49	Cuadrático (PRD)	R <sup>2</sup> = 0.87 P= 0.0232*	344.23	344.23	0.00	0.00
11	Manglar	TFM/ MFT1	341.15	279.86	17.97	Cuadrático (PRD)	R <sup>2</sup> = 1.0 P< 0.001***	326.39	341.15	4.33	0.00
12	Tular	TF/TF1	13.18	14.67	-11.34	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.66 P= 0.05*	13.18	13.18	0.00	0.00
13	Vegetación de dunas costeras	MT/ MT2	73.41	61.17	16.67	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.83 P= 0.0116*	57.45	45.67	21.74	37.78
14	Pastizal natural	T/T4	1,223.82	835.79	31.71	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.95 P< 0.001***	701.87	277.79	42.65	77.30

## Lista Roja de los ecosistemas terrestres de Oaxaca, México

615 Los 14 ecosistemas tipo se evaluaron con el Subcriterio A1 de la LRE de la IUCN, que  
616 estima el comportamiento de la distribución de los últimos 50 años (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et*  
617 *al.*, 2017a). Sin embargo, los datos disponibles abarcaron 38 años, por lo que ponderó su calidad  
618 temporal al 76% de acuerdo con lo propuesto por Alaniz *et al.* (2016). Asimismo, 13 ecosistemas  
619 tipo se evaluaron bajo los Subcriterios A2a (próximos 50 años) y A2b (50 años entre pasado-  
620 futuro), de acuerdo con estimaciones de los modelos de regresión construidos (Tabla. 6).

621 En 10 ecosistemas las actividades antrópicas sobrepasan el 15% de extensión de cada uno,  
622 umbral establecido para determinar las amenazas explícitas. La agricultura es la principal actividad  
623 que provoca cambios en la cobertura, en promedio ocupa 10.8% de extensión en cada ecosistema  
624 (rango: 2.1-42.8%); seguida de los pastizales inducidos o cultivados destinados a la ganadería que  
625 en promedio ocupan 8.4% en cada ecosistema (rango: 1.9-25.1%). Los 14 ecosistemas tipo se  
626 evaluaron de acuerdo con su área de ocupación (AOO: Subcriterio B1), su extensión de ocurrencia  
627 (EOO: Subcriterio B2) y el número de localidades discretas que ocupa (Subcriterio B3),  
628 encontrando seis ecosistemas con categorías de riesgo bajo estos criterios (Tabla 6).

629 Se encontraron dos ecosistemas en Riesgo Crítico (CR), ambos son Bosques  
630 Subcaducifolios Tropicales, cuatro ecosistemas En Riesgo (EN), tres ecosistemas Vulnerables  
631 (VU), cuatro ecosistemas en Preocupación Menor (LC) y un ecosistema Casi Amenazado (NT)  
632 (Tabla. 6). El 64.3% de los ecosistemas de Oaxaca se encuentran catalogados en alguna categoría  
633 de riesgo, es decir, una superficie de 37,678.46 Km<sup>2</sup>, esto representa el 60.33% de la superficie  
634 total de los ecosistemas tipo en 2016 y 40.1% del área de Oaxaca. Asimismo, 24,774.01 Km<sup>2</sup> se  
635 encuentran en categorías de no-riesgo, esto representa el 26.49% de la superficie de Oaxaca (Fig.  
636 10).

637

638 Tabla 6. Evaluación de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca México. Métricas del criterio B) de la Lista Roja de Ecosistemas de la  
639 IUCN: 1) Amenaza espacialmente explícita: Agr=Agricultura, Gan=Ganadería, Def=Deforestación, Ero=Erosión, Urb=Urbanización,  
640 App= Aprovechamiento de palma, entre paréntesis está el porcentaje del ecosistema que representan las principales amenazas; 2)  
641 extensión de ocurrencia (EOO): polígono convexo mínimo que abarca el ecosistema, 3) número de localidades en las que se distribuye,  
642 y 4) área de ocupación (AOO) dada por celdas de 10X10 km. Categorías de riesgo para los Subcriterios evaluados (A1, A2a, A2b, Ba,  
643 B2 y B3), y categorías generales de riesgo. El NT\*\*\* es debido a que sus métricas están cercanos a los umbrales de riesgo.

ID	Ecosistema	Amenaza principal	% de todas las amenazas	Polígono convexo (Km <sup>2</sup> )	Número de localidades	Celdas de 10x10 km	Criterio A			Criterio B			Categoría de riesgo	
							A1 (76%)	A2a	A2b	B1	B2	B3		
1	Bosque Perennifolio Templado Húmedo	Agr (7.6%)	9.7%	68,777.79	>20	350	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
2	Bosque Perennifolio Tropical Húmedo	Agr (5.1%)	15.0%	90,839.45	>20	555	LC	VU	LC	LC	LC	LC	LC	VU
3	Bosque Subperennifolio Tropical Húmedo	Agr (12.1%)	16.1%	32,285.48	>20	84	LC	VU	LC	VU	LC	LC	LC	VU
4	Bosque Caducifolio Tropical Húmedo	Gan (14.9%)	28.1%	79,696.61	>20	221	NT	EN	VU	LC	LC	LC	LC	EN
5	Bosque Caducifolio Tropical Seco	Agr (8.3%)	13.2%	65,082.06	>20	333	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	NT***
6	Bosque Subcaducifolio Tropical Húmedo	Gan (25.1%)	39.4%	17,463.65	>20	103	VU	CR	EN	EN	LC	LC	LC	CR
7	Bosque Subcaducifolio Templado Seco	Gan (7.1%)	13.2%	67,350.99	>20	382	LC	DD	DD	LC	LC	LC	LC	LC
8	Bosque Subcaducifolio Tropical Seco	Agr (42.8%)	47.2%	2,954.64	16	25	VU	CR	EN	EN	VU	LC	LC	CR
9	Matorral	Gan (10.3%)	18.4%	6,497.50	24	41	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
10	Palmar	Gan (8.1%)	15.9%	10,657.32	21	28	LC	LC	LC	EN	VU	LC	LC	EN
11	Manglar	Ero/Def (14.5%)	18.7%	27,703.38	>20	58	LC	LC	LC	VU	NT	LC	LC	VU
12	Tular	Gan (10.3%)	8.5%	11,164.79	8	7	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
13	Vegetación de dunas costeras	Agr (12.7%)	18.0%	10,775.40	14	29	LC	VU	LC	EN	VU	NT	LC	EN
14	Pastizal natural	Gan (18.9%)	32.4%	51,259.04	>20	116	VU	EN	VU	NT	LC	LC	LC	EN

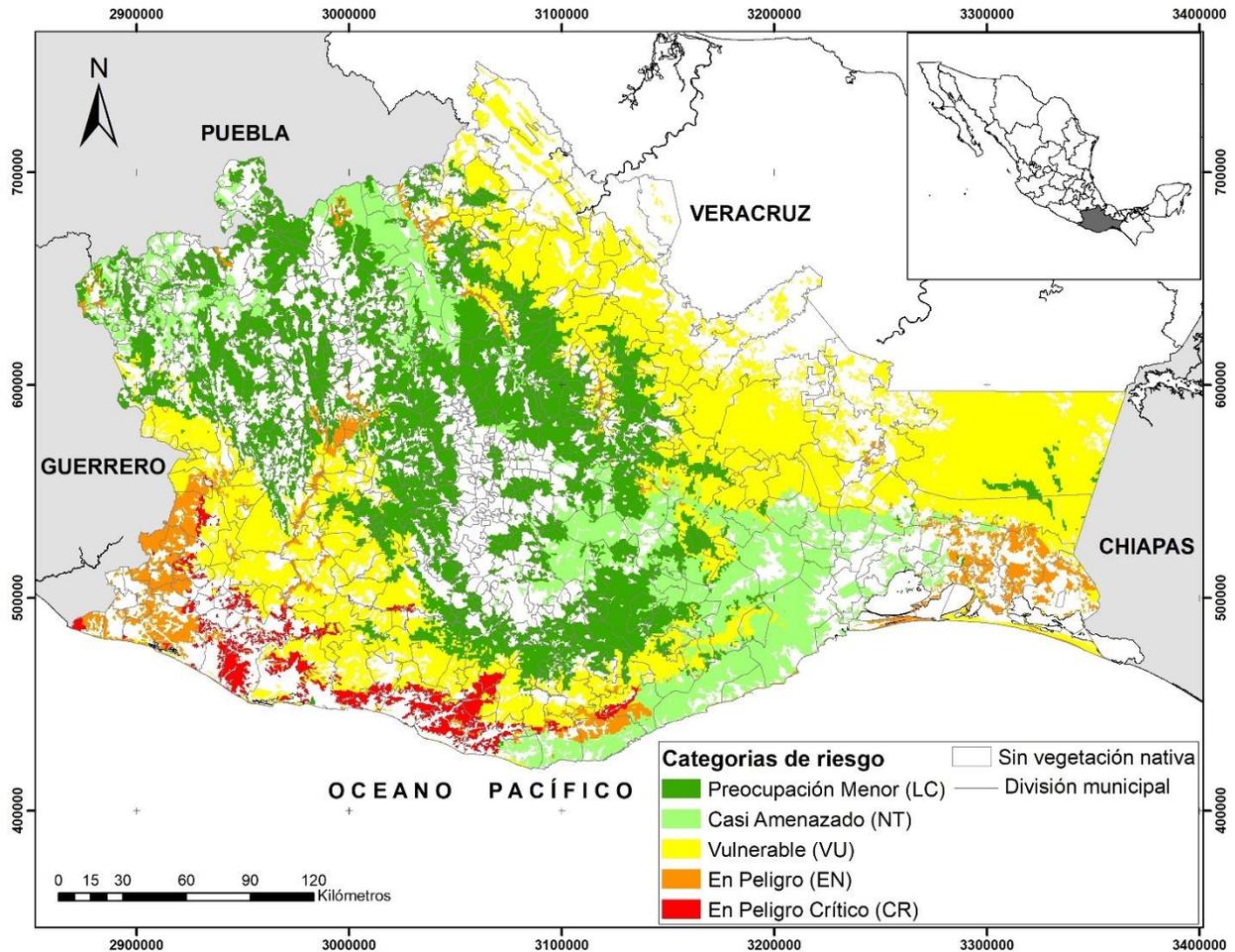


Figura 10. Mapa de riesgo de los ecosistemas de Oaxaca, México, de acuerdo con los criterios y categorías del protocolo de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN. Mapa construido con base en el análisis de las Series I a VI (1978-2016) de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI.

### 3.6. Discusión

Globalmente, la LRE se ha aplicado a escalas continentales, nacionales y subnacionales (Bland *et al.*, 2019), sin embargo, se cuestionaba la falta de consistencia para delimitar unidades de evaluación (Boitani *et al.*, 2015; Sato y Lindenmayer, 2018). Con el desarrollo de la Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN se jerarquizaron y estandarizaron unidades ecosistémicas orientados a un enfoque global de acuerdo a rasgos y funciones ecosistémicas clave (Keith *et al.*, 2020). No obstante, para los niveles inferiores es necesario el apoyo o desarrollo de tipologías nacionales y subnacionales (Keith *et al.*, 2020). En Oaxaca, las características fisiológicas y fenológicas de la vegetación, obtenidas de cartografía temática a escalas 1:250,000 combinándolas

con datos históricos (1902-2015) de temperatura y precipitación, permitieron construir una propuesta de ecosistemas tipo con un enfoque estatal (subnacional). La adaptación del SECLAVEMEX proporciona criterios jerárquicos para delimitar ecosistemas terrestres de acuerdo con la escala, objetivos y detalle de análisis (Velázquez *et al.*, 2016). Es una herramienta que puede ser útil para desarrollar tipologías a nivel nacional, subnacional y local en México, además puede contribuir a la construcción de la jerarquía global propuesta por la IUCN a niveles inferiores (nivel 5: ecosistema tipo global y nivel 6: ecosistema tipo subglobal) (Keith *et al.*, 2020).

En el análisis de riesgo de los bosques de América realizado con un enfoque regional, el territorio de Oaxaca presentó categorías de ecosistemas En Riesgo (EN) y Vulnerables (VU), además de muchas zonas no evaluadas (Ferrer- Paris *et al.*, 2019). Sin embargo, la evaluación a escala intermedia realizada en este trabajo —a pesar de que prevalecen categorías de riesgo— mostró que el 26.49% de la superficie de Oaxaca se encuentra en categorías de no-riesgo: Preocupación Menor (LC) y Casi Amenazado (NT) (Fig. 10). Los resultados contrastantes entre ambos estudios se deben a que los análisis de riesgo son susceptibles a la escala (Bland *et al.*, 2017a), las condiciones encontradas a nivel estatal no se reflejaron en el estudio continental ya que cada nivel de organización biológica exhibe una composición, estructura y función características complejas (Poiani *et al.*, 2000).

Lo anterior refuerza la necesidad de realizar análisis organizados en estructuras jerárquicas anidadas que reflejen la naturaleza y magnitud de la similitud de ecosistemas construidos a escalas temáticas distintas (Keith *et al.*, 2020), especialmente cuando las evaluaciones obedecen a objetivos particulares de conservación que pueden complementarse a los distintos niveles en que es analizada la biodiversidad. Por ejemplo, Tan *et al.* (2017) realizaron en el Suroeste de China un análisis de riesgo a nivel nacional y subnacional con ecosistemas tipo construidos en dos jerarquías. Estos autores, encontraron que el efecto de escala de la evaluación fue significativo; a nivel subnacional (provincia) les permitió priorizar recursos para cada provincia ya que esta es el órgano de administración y de decisión territorial. Mientras que a nivel cuenca que fue el resultado de una subdivisión, proporcionó información detallada para emprender medidas de protección y restauración de acuerdo con las actividades humanas desarrolladas.

Uno de los objetivos de contar con evaluaciones de riesgo ecosistémico es poder aplicarlas en políticas de conservación (Nicholson *et al.*, 2015), lo que implica la intervención de los gobiernos sobre sus jurisdicciones, para ello es esencial establecer límites con base en las fronteras administrativas (Keith *et al.*, 2013b). Oaxaca cuenta con una estrategia estatal de biodiversidad cuyo objetivo es contribuir a mejorar las capacidades locales de planeación y gestión de sus recursos biológicos (CONABIO, 2018), el análisis de riesgo los ecosistemas pueden contribuir a estos objetivos mediante la priorización de zonas de atención, e implementación de políticas de conservación y gestión del territorio dependiendo de las categorías de riesgo.

En México la legislación, conservación y protección de la biodiversidad y recursos naturales considera la participación de la federación, los estados y municipios en el ámbito de su competencia (LGEEPA, 2018 ). La evaluación de riesgo puede aportar herramientas de gestión de la biodiversidad para estos tres niveles de administración. El presente estudio analizó el territorio de Oaxaca que se ubica en una escala intermedia; para tener una visión integral y complementaria es necesario realizar un análisis de riesgo a nivel nacional a escala gruesa y, sobre todo, a nivel local a escala fina, cada una de estas jerarquías obedece a acciones de gestión a implementar por alguna jerarquía de gobierno federal, estatal o municipal. La evaluación de riesgo de ecosistemas tipo construidos con base en unidades administrativas jerarquizadas se ha aplicado en países como China donde combinaron el tipo de vegetación en el nivel superior y su respectiva división por cuencas en el nivel inferior (Tan *et al.*, 2017). En el caso de Venezuela los ecosistemas se evaluaron por tipo de vegetación a nivel nacional y sus respectivas divisiones por estado (Rodríguez *et al.*, 2010). En ambos casos los resultados sirvieron para integrarse en la formulación de políticas públicas y estrategias de conservación diferenciadas por los resultados de las escalas temáticas de evaluación.

En Oaxaca, los ecosistemas tipo en Peligro Crítico (CR), en Peligro (EN) y Vulnerables (VU), en ese orden puede priorizarse para aplicar estrategias de restauración ecológica y la priorización de recursos de inversión en estrategias tendientes a recuperar la integridad ecológica (CONABIO, 2018). Las zonas en categoría de Preocupación Menor (LC) y Casi Amenazadas (NT) pueden integrarse a estrategias de conservación existentes en el estado: Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (esquema de participación entre gobierno y comunidades), zonas de pagos por servicios ambientales y Áreas Naturales Protegidas de carácter federal o estatal

(Briones-Salas *et al.*, 2016b). Asimismo, otorgarles protección mediante ordenamientos territoriales participativos, programas de educación ambiental y priorizar la preservación de estos ecosistemas en planes de desarrollo estatales y municipales (CONABIO, 2018).

Los ecosistemas En Peligro Crítico (CR) —Categoría con el mayor grado de riesgo— se ubican en la parte Suroeste de la Costa de Oaxaca donde quedan pocos remanentes con probabilidades altas de colapso (Fig. 10). En este sitio, las áreas de mayor riesgo (CR y EN) no coinciden con alguna estrategia formal de conservación implementada en Oaxaca, por lo que la urgencia de implantar algunas acciones regionales (Briones-Salas *et al.*, 2016b). Asimismo, después la zona centro de Oaxaca donde se ubica la capital del estado, es la que presentó mayor crecimiento poblacional en la década 2000-2010, ejerciendo mayor presión sobre éstos ambientes (CONABIO, 2018). Además, es identificada como de las principales zonas de afectación de vertebrados silvestres por uso y comercio ilegal (Masés-García, Briones-Salas y Sosa-Escalante, 2021). Pese a ello no es considerada una zona prioritaria con vacíos y omisiones de biodiversidad en la estrategia estatal (CONABIO, 2018).

El cambio de uso de la tierra ha tenido el mayor impacto negativo sobre los ecosistemas y sus servicios desde 1970 (IPBES, 2019). Los hallazgos en Oaxaca muestran que los usos antrópicos pasaron de 22,654.81 km<sup>2</sup> en 1978 a 30,490.83 km<sup>2</sup> en 2016, es decir, se incrementaron 32.25%. Es probable que estas zonas, que actualmente ocupan el 32.6% del territorio de Oaxaca, sean ecosistemas colapsados, sin embargo, por el periodo analizado no se pudo identificar los tipos de ecosistemas originales (Fig. 9). La temporalidad de los datos disponibles no permitió obtener el periodo de 50 años al pasado como lo marca la LRE (Bland *et al.*, 2017a), se usó un método de ponderación para medir la calidad temporal del estudio (Alaniz *et al.*, 2016). Se espera que en un análisis futuro con una mayor cantidad de datos se pueda estimar de mejor forma las tendencias del pasado. Actualmente, uno de los principales insumos espaciales son las imágenes de satélite, sin embargo, su aparición data de 1972, lo que limita el cumplimiento de los estándares temporales de la LRE (Alaniz *et al.*, 2016).

Existe una pérdida actual de cobertura en 12 de 14 ecosistemas tipo de Oaxaca, sin embargo, sus tasas porcentuales son heterogéneas, desde el Palmar que perdió 0.49 hasta el Bosque Subcaducifolio Tropical Seco que perdió 44.19% en los últimos 38 años. Por el contrario,

existieron dos ecosistemas que recuperaron extensión: el Tular (11.34%) y el Bosque Subcaducifolio Templado Seco (0.49%). Las tendencias de pérdidas en seis ecosistemas tipo no son lineales y continuas, sino que presentan periodos de pérdidas precedido de una ganancia de cobertura, lo que proyecta su recuperación a futuro (Tabla 5). Probablemente lo anterior se deba a que en Oaxaca existen socio-ecosistemas que integra al ser humano como parte activa y modeladora (Berkes y Folke, 1998), en ellos las actividades productivas no implican la pérdida de cobertura y funciones; al contrario, el manejo comunitario colectivo ha conservado y recuperado bosques en algunas regiones del estado (Murguía *et al.*, 2014).

Los ecosistemas más amenazados son los tropicales (Tabla 6) que se ubican en dos zonas: 1) frontera con Veracruz y Chiapas, y 2) en la parte suroeste de la Costa del Océano Pacífico (Fig. 10). Se caracterizan por altas tasas de deforestación y el uso de suelo pecuario, principalmente (García-Mendoza *et al.*, 2004). De 1972-1983 el Gobierno de México impulsó el Programa Nacional de Desmonte para convertir un 12% del territorio nacional de ambientes naturales a usos agropecuarios, los ecosistemas tropicales fueron los más afectados, en Oaxaca su deforestación ascendió a 635,52 Km<sup>2</sup> (Moreno-Unda, Aguilar-Robledo y Avalos-Lozano, 2019).

Por el contrario, los ecosistemas con categorías de Preocupación Menor (LC) y Casi Amenazado (NT) albergan la mayor parte de Áreas Naturales Protegidas, Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación, y zonas de Pagos por Servicios Ambientales de Oaxaca (Briones-Salas *et al.*, 2016b). Principalmente en la Sierra Madre de Oaxaca donde existen comunidades que han sido un ejemplo de organización para la conservación y uso sustentable de los recursos forestales (Murguía *et al.*, 2014). Por otro lado, el Bosque Perennifolio Tropical Húmedo que abarca la mayor extensión en Oaxaca (Fig. 9), en categoría de riesgo Vulnerable (VU), coincide con las áreas detectadas como prioritarias para la conservación en el análisis de vacíos y omisiones de biodiversidad de Oaxaca (CONABIO, 2018).

Hasta ahora las categorías de riesgo de ecosistemas terrestres se han asignado infiriendo una degradación o permanencia de su extensión (Keith *et al.*, 2013b), no se ha documentado la recuperación o colonización de nuevas áreas, situación que se sí tomó en cuenta en el presente estudio mediante al cálculo de áreas de recuperación o colonización. Esto permitió determinar que hubo dos ecosistemas que incrementaron su extensión abarcando áreas que inicialmente no

ocupaban: el Bosque Subcaducifolio Templado Seco (+0,49%) y el Tular (+11,34%) (dominado por plantas acuáticas *Typha sp.*). Sin embargo, por la temporalidad de los datos no se pudo comprobar la hipótesis si las áreas colonizadas eran ocupadas por el ecosistema antes del periodo que abarco el estudio y se trata de una recuperación de la extensión, o bien, son áreas que nunca había ocupado y se trata de una colonización.

El 64,3% de los ecosistemas de Oaxaca se encuentran catalogados en alguna categoría de riesgo que representan el 33.89% de la superficie de Oaxaca. Sin bien es cierto que las categorías de riesgo se pueden asignar con la evaluación de cualquiera de los criterios de la LRE (Bland *et al.*, 2017a), las categorías de los ecosistemas tipo evaluados se asignaron con el análisis de dos de los cinco criterios (A y B) que están relacionadas a métricas de distribución y restricción espacial de los ecosistemas (Bland *et al.*, 2017a). En un futuro, para complementar y dar una visión mucho más sistémica de la evaluación o del estado de riesgo será necesario aplicar modelos con variables biológicas (p. ej., cambios en la distribución, riqueza y abundancia de especies, invasión de especies exóticas, cambio en la composición de especies y estados de la vegetación, defaunación y extracción ilegal de especies) y ambientales (p. ej., escenarios de cambio climático, precipitación y evapotranspiración, densidad de población humana, métricas de paisaje, erosión, fertilidad y composición de suelo, y estrés hídrico). La evaluación de algunas de estas variables requiere la construcción de umbrales de colapso, ya que el ecosistema puede permanecer espacialmente, pero haber cambiado sus características originales a uno novel (Keith *et al.*, 2013b). Algunos investigadores sostienen que los umbrales de colapso son inciertos, que los primeros síntomas de colapso aparecen cuando los procesos son irreversibles (Boitani *et al.*, 2015; Sato y Lindenmayer, 2018). Por ello, quizá la desaparición espacial del ecosistema sea la forma más práctica de abordar el colapso (Crespin y Simonetti, 2015).

### 3.7. Conclusiones

El método de clasificación y evaluación realizado puede ser funcional para la construcción de una tipología de ecosistemas en otros estados de México, incluso puede servir para la una tipología a nivel nacional verificando la consistencia de los ecosistemas tipo generados a escala nacional. La evaluación de riesgo a nivel estatal es útil en el marco de la aplicación de Estrategias Estatales para la Conservación y Uso Sustentable de la Biodiversidad realizada aplicadas en las entidades de México.

Se obtuvo la delimitación de 14 ecosistemas tipo y cinco categorías de uso de suelo de actividades antrópicas para el territorio del estado de Oaxaca, sur de México. La propuesta de clasificación se realizó mediante el análisis y agrupación de características fisiológicas y fisionómicas comunes de la vegetación, combinadas rangos de temperatura y precipitación. Once ecosistemas son terrestres y tres pertenecen a zonas de transición entre ambientes terrestres, marinos y dulceacuícolas. Pertenecen a siete biomas de bosques tropicales, subtropicales y templados; matorrales y arbustos, sabanas y praderas, sistemas salobres de mareas, sistemas costeros supralitorales y humedales palustres. Esta propuesta está en concordancia con los niveles inferiores de la Tipología Global de Ecosistemas propuesta por la IUCN.

Actualmente, los ecosistemas tipo cubren 66.8% de la superficie de Oaxaca, 32.6% es ocupado por actividades antrópicas y 0.6% por cuerpos de agua. De 1978 a 2016 perdieron el 16.6% de su extensión y fueron ocupados por zonas agrícolas, ganaderas, asentamientos humanos, zonas deforestadas y erosionadas. Se identificó a la agricultura como la principal actividad que provoca los cambios de la cobertura original, seguida de los pastizales inducidos para uso ganadero.

Se clasificaron los 14 ecosistemas tipo de acuerdo con categorías de riesgo de colapso que se obtuvieron mediante la evaluación de dos de los cinco criterios establecidos por la LRE, ambos relacionadas a métricas de extensión y distribución espacial (Criterio A y B). Nueve ecosistemas se encuentran en alguna categoría de riesgo (2 CR, 4 EN y 3 VU) que abarcan el 60.33% de la superficie de los ecosistemas tipo y el 40.1% del área de Oaxaca.

Los resultados pueden coadyuvar a las iniciativas de conservación existentes en el estado, así como el diseño de estrategias y políticas públicas para gestión territorial, priorización de zonas

y aplicación de recursos; ordenar actividades productivas, identificar nuevas zonas de conservación que no estén dentro de alguna estrategia formal y evaluar las estrategias de conservación ya existentes. A futuro es necesario complementar la evaluación con variables biológicas y ambientales para evaluar los criterios C,D y E de la LRE. Se sugiere complementar el análisis con evaluaciones a escalas gruesas que abarquen el territorio de México, así como evaluaciones a escalas finas a nivel local en las diferentes comunidades de Oaxaca.

## Capítulo 4. Evaluación de riesgo de colapso del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México

### *Collapse risk assessment of the Temperate Humid Evergreen Forest in Oaxaca, Mexico.*

#### 4.1. Resumen

Los bosques templados son los ecosistemas más importantes en extensión y valor económico en México. Se estima que 40% de su superficie original se transformó a usos de suelo antrópicos, y de 1976 a 2000 el 16% se transformaron a zonas agrícolas. En Oaxaca son los ecosistemas más representativos por su extensión y los servicios ambientales que proporcionan. En una evaluación sistemática de riesgo de colapso realizada a nivel continental, los bosques templados de Oaxaca se categorizaron como Vulnerables (VU) y En Peligro (EN), es decir, en alto y muy alto riesgo de colapso. Asimismo, el Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP) está catalogado como “Preocupación Menor (LC)” a nivel estatal. Sin embargo, el ecosistema no presenta una degradación uniforme, por ello es importante comprender la distribución y el estado de sus fragmentos. El presente estudio realiza una evaluación del BTHP dividido por subprovincias fisiográficas que agrupan elementos topográficos, geológicos y orográficos en común. Derivado de la regionalización se obtuvieron cinco subecosistemas globales tipo (EST) que se evaluaron con atributos de extensión, distribución e interrupción de los procesos o interacciones bióticas, que corresponden a los criterios A, B y D de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN. Se emplearon cinco mapas oficiales de uso de suelo y vegetación de México escala 1:250,000 que abarcaron el periodo de 1978 a 2016 para medir los cambios en el pasado y las tendencias a futuro de cada EST. De los cinco EST evaluados uno está en Riesgo Crítico (CR) y cuatro En Peligro (EN), los resultados difieren de las evaluaciones previas realizadas a escala continental y estatal. Son esenciales en la planificación estratégica dirigida a la conservación de los fragmentos para mantener la integridad ecológica del ecosistema. Además, contribuyen a satisfacer las demandas de conservación a distintitos niveles espaciales.

**Palabras clave:** Clasificación ecosistémica, Conservación de la biodiversidad, Evaluación ecosistémica, Evaluación jerárquica, Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN, Subprovincias Fisiográficas.

## 4.2. Abstract

Temperate forests are the most important ecosystems in terms of extension and economic value in Mexico. It is estimated that 40% of their original surface was transformed to anthropic land uses, and from 1976 to 2000, 16% was transformed to agricultural zones. In Oaxaca, they are the most representative ecosystems due to their extension and the environmental services they provide. In a systematic evaluation of the risk of collapse carried out at the continental level, the temperate forests of Oaxaca were categorized as Vulnerable (VU) and Endangered (EN), that is, at high and very high risk of collapse. Likewise, the Temperate Humid Evergreen Forest (BTHP) is categorized as "Least Concern (LC)" at the state level. However, the ecosystem does not show uniform degradation, so it is important to understand the distribution and status of its fragments. This study assesses the BTHP divided by physiographic subprovinces that group topographic, geologic, and orographic elements in common. Derived from the regionalization, five sub-global ecosystem types (EST) were obtained and evaluated with attributes of extension, distribution, and interruption of biotic processes or interactions, which correspond to criteria A, B, and D of the IUCN Red List of Ecosystems. Five official Mexican 1:250,000 scale land use and vegetation maps covering the period 1978 to 2016 were used to measure past changes and future trends for each EST. Of the five ESTs assessed one is at Critically endangered (CR) and four are Endangered (EN). The results differ from previous assessments conducted at continental and state scales. These results are essential strategic planning aimed at conserving the fragments to maintain the ecological integrity of the ecosystem. In addition, they contribute to meeting conservation demands at different spatial levels.

**Key words:** Biodiversity conservation, Ecosystem assessment, Ecosystem classification, Hierarchical assessment, IUCN Red List of Ecosystems, Physiographic subprovinces.

### 4.3. Introducción

Los bosques templados albergan una gran parte de la biodiversidad terrestre, desempeñan un papel esencial en la regulación climática global y son fundamentales para la provisión de servicios ecosistémicos (Naidoo *et al.*, 2008; Ferrer- Paris *et al.*, 2019). En México se han identificado que prestan hasta 13 tipos de servicios ambientales relacionados a la provisión de alimentos, agua, madera, recursos genéticos y forestales; así como regulación climática, servicios culturales y recreativos, prevención de la erosión y formación de suelos, entre otros (Galicia y Zarco-Arista, 2014).

Estos ecosistemas están formados principalmente por coníferas, encinos y mixtos (Galicia y Zarco-Arista, 2014), son de los bosques más importantes en extensión y valor económico en México (Challenger, 2003; Zacarías-Eslava y Castillo, 2010), el 95% de la explotación forestal del país se realiza en ellos (Zacarías-Eslava y Castillo, 2010). En algunas épocas de la historia, la presión ocasionada por los disturbios antropogénicos probablemente haya causado mayor impacto comparado con los bosques tropicales (Challenger y Soberón, 2008), se estima que entre 1976 a 2000 el 16% de bosques templados se transformaron a zonas agrícolas (Velázquez *et al.*, 2002), en total el 40% de su superficie original se ha convertido en otros usos de suelo, con tasas de deforestación de 0.8% anual (Galicia y Zarco-Arista, 2014),

Los bosques templados son los ecosistemas más representativos de Oaxaca, aún conservan grandes extensiones que brindan importantes servicios ambientales (Torres-Colín, 2004; Oyarzún *et al.*, 2005). Muchos son administrados bajo el régimen colectivo donde las comunidades han implementado modelos exitosos de conservación forjado a través de procesos históricos y sociales de normas de acceso y aprovechamiento de recursos (Bray *et al.*, 2012; Murguía *et al.*, 2014). Por ejemplo, las comunidades de la región de la Sierra Norte dependen de estos bosques para desarrollar sus actividades económicas a través del ecoturismo y del aprovechamiento de productos forestales maderables y no maderables (Zacarías-Eslava y Castillo, 2010; Murguía *et al.*, 2014). Asimismo, destacan por la gran cantidad de iniciativas y esfuerzos destinados para su conservación en Oaxaca (Galicia y Zarco-Arista, 2014; CONABIO, 2018), entre las que se encuentran las Áreas Naturales Protegidas Federales y Estatales (ANP), las Áreas Destinadas

Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y las Áreas de Pago por Servicios Ambientales (Briones-Salas *et al.*, 2016b).

En una evaluación sistemática de riesgo de colapso de los bosques templados de América, realizada a una escala nivel global, se encontró que los bosques templados del territorio de Oaxaca están en categorías de Vulnerables (VU) y En Peligro (EN) (Ferrer- Paris *et al.*, 2019), lo que implica que están en alto y muy alto riesgo de colapso, respectivamente, de acuerdo con las categorías y criterios de la Lista Roja de Ecosistema de la IUCN (LRE) (Bland *et al.*, 2017a). Asimismo, el Bosque Templado Húmero Perennifolio (BTHP) se evaluó dentro de los límites de administrativos de Oaxaca mediante la medición de atributos de extensión y distribución a una escala intermedia, ubicada entre una escala gruesa (global) y la escala fina (local) (Poiani *et al.*, 2000). Se encontró al ecosistema en la categoría de Preocupación Menor, que implica que no está en riesgo de colapso a la escala evaluada. Sin embargo, se la evaluación se realizó con la aplicación del criterio A (disminución en la extensión) y B (distribución restringida), no se emplearon otras variables bióticas o abióticas que podrían cambiar el estatus de riesgo del ecosistema.

Los ecosistemas no presentan una degradación uniforme en toda su distribución; el grado y los mecanismos de degradación pueden variar de un fragmento a otro, por ello es importante comprender la distribución y el estado de los parches de los ecosistemas (Tan *et al.*, 2017). El marco de escalas jerárquicas puede aplicarse para satisfacer las demandas de conservación de los distintitos niveles, (Cleland *et al.*, 1997; Tan *et al.*, 2017). A nivel estatal el estado de riesgo del BTHP es útil para identificar el grado de riesgo en comparación con los demás ecosistemas analizados en la misma jerarquía, proporciona una visión general para aplicar de acciones y políticas a nivel estado de Oaxaca. Sin embargo, es necesario identificar parches que tienen mayor amenaza con el objetivo de aplicar acciones a una escala local, mediante la intervención de órdenes de gobierno por debajo del estatal, por ejemplo, los municipios o núcleos agrarios.

La jerarquía de dominios espaciales permite la evaluación del riesgo de colapso del mismo ecosistema tipo a través de diferentes extensiones (Tan *et al.*, 2017). En el presente trabajo complementa el análisis de riesgo colapso del BTHP a nivel estatal, mediante la evaluación del siguiente dominio espacial inferior que corresponde a la división del ecosistema tipo en subprovincias fisiográficas que tienen características comunes topográficas, hidrográficas,

geológicas, geomorfológicas y florísticas (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004). Cada una de las unidades biogeográficas fue evaluada mediante la aplicación del protocolo de riesgo de colapso ecosistémico de la LRE, particularmente de los criterios A (reducción en la extensión), B (distribución restringida) y D (interrupción de procesos o interacciones bióticas).

#### **4.4. Materiales y métodos**

##### **4.4.1. Área de estudio**

El BTHP tiene una extensión de 10,699 km<sup>2</sup> y se ubica entre las coordenadas 15°56.632'N, 95°55.202'O; 17°13.413'N, 96°48.723'O; 18°13.974'N, 96°20.882'O y 16°55.861'N, 95°42.471'O. Está formado por especies arbóreas perennes, principalmente por formaciones vegetales de coníferas (principalmente pinos), mixtas de coníferas y encinos (*Quercus spp.*) y encinos, que se distribuyen en zonas con temperaturas anuales promedio de entre 8 y 18 °C y precipitaciones mayores a 1000 mm anuales (Velázquez *et al.*, 2016). Este ecosistema se delimitó con base en una propuesta tipológica de ecosistemas tipo para Oaxaca, derivado de un análisis de los tipos de vegetación establecidos en la cartografía oficial de las Series I a VI de los mapas de Uso de Suelo y Vegetación den INEGI, así como el análisis de mapas *raster* del periodo 1902 a 2015 (ver capítulo 3 en este documento).

##### **4.4.2. Regionalización por subprovincia fisiográfica**

Con el propósito de complementar la evaluación de riesgo de colapso del BTHP en el estado de Oaxaca a un dominio espacial inferior, se organizó mediante una plantilla ecorregional que sirvió para dividir la composición biótica de acuerdo a límites biogeográficos (Keith *et al.*, 2020). Partiendo del concepto de Provincias Fisiográficas que son regiones naturales construidas por conjuntos o unidades de relieve con características comunes entre sí de tipo geográfico, topográfico y espacial (Villota, 1992); las Subprovincias Fisiográficas se refieren a unidades de escala intermedia (1:100 000 a 1:1 000 000) de menor extensión, asociadas a las provincias pero distinguibles por tener rasgos geomorfológicos estructurales propios, agrupan características topográficas, geológicas, orográficas e hidrográficas en común (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004). Mediante el programa ArcGIS (ESRI, 2010), el mapa vectorial de distribución del BTHP se combinó con un mapa vectorial de subprovincias fisiográficas para Oaxaca (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004), para dar como resultados las unidades de evaluación. Para fines del presente trabajo las definiremos como

“ecosistema subglobal tipo (EST)” que corresponden al nivel 6 de la Tipología Global de Ecosistemas; se caracterizan por ser subunidades anidadas dentro de un ecosistema tipo que presentan un mayor grado de homogeneidad entre sí (Keith *et al.*, 2020).

#### **4.4.3. Sistematización de la información**

Para la evaluación de riesgo se utilizaron los mapas oficiales de las Series I (1978), II (1993), III (2002), IV (2007), V (2011) y VI (2016) de Uso de Suelo y Vegetación del INEGI, en formato *Shapefile*, escala 1:250.000, ajustados a la proyección conforme cónica de Lambert (INE-INEGI, 1997; INEGI, 2001, 2005b, 2009, 2011, 2016). Estos mapas se han utilizado para diversos estudios en México sobre cambio de uso de suelo y vegetación en series temporales (Mas *et al.*, 2004; Rosete-Vergés *et al.*, 2014), para su consistencia y comparación se utilizó el agrupamiento de categorías y correcciones sugeridas por Mas *et al.* (2004) y Velázquez *et al.* (2002) (Tabla S1, Anexo). La vegetación y las categorías de uso de suelo de cada uno de estos mapas fue acotada a los polígonos de cada EST analizado.

#### **4.4.4. Evaluación de las amenazas espaciales**

Las amenazas espacialmente explícitas en cada EST se determinaron con base en las actividades que ejercen presión sobre los ecosistemas y que están establecidas en los mapas de vegetación y uso de suelo de las series I a VI de INEGI, se clasificaron en: cultivos (agricultura), pastizal inducido/cultivado (ganadería extensiva), sin vegetación/erosión, y asentamientos humanos. Se cuantificaron por el porcentaje de cambio de vegetación original a estas actividades antrópicas durante el periodo de análisis (1978-2016) en la extensión del EST. La intensidad de las amenazas se clasificó en baja, media y alta, los umbrales se estimaron con base en la ponderación de los porcentajes de cambio de acuerdo con lo propuesto por Perzanowska y Korzeniak (2020): de cero a 3.7% son presiones bajas (percentil 33), de 3.8 a 11.42% (percentil 66) son medias y por arriba de ese umbral son presiones altas. Para considerar un EST bajo amenaza explícita debe tener presiones medias y altas.

Asimismo, se determinó si el EST está bajo presión de aprovechamiento ilegal de fauna silvestre, ya que a nivel continental fue una de las amenazas significativas para los bosques templados (Ferrer- Paris *et al.*, 2019). Con base en lo reportado por Masés-García *et al.* (2021) se determinó la cantidad de ejemplares sujetos a aprovechamiento ilegal reportados por la autoridad encargada de aplicar la ley en México durante el periodo 2004-2018, se realizó un índice de presión

que se clasificó en: bajo (percentil 33), medio (percentil 66) y alto. Al igual que las amenazas antrópicas se consideró como EST con amenazas por arriba del percentil 33 (Perzanowska y Korzeniak, 2020).

#### **4.4.5. Definición de colapso para los ecosistemas subglobales tipo evaluados**

Para el análisis de riesgo de los EST se utilizaron los criterios A, B y D de la LRE. Los dos primeros se basan en el análisis de extensión espacial y distribución del ecosistema; se asume que el ecosistema llega al colapso cuando la distribución de la vegetación en el mapa es cero (Keith *et al.*, 2013b; Herrera-F *et al.*, 2015). Asimismo, se utilizó la variable de superficie de vegetación secundaria como proxy para indicar el cambio en los procesos o interacciones bióticas (criterio D), dado que esta categoría de vegetación corresponde a comunidades vegetales con grados de disturbios o cambios en su estructura (INEGI, 2017). En Oaxaca se ha registrado que la degradación la vegetación afecta la composición de especies, además, las zonas perturbadas tienen significativamente menor diversidad (Cortés-Marcial, Ayón y Briones-Salas, 2014). Derivado de ello, para el criterio D se tomó como una estimación conservadora de colapso cuando la severidad relativa —dada por la extensión de vegetación secundaria— abarca el 100% y la extensión ha disminuido más del 80% en los últimos 50 años (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a).

#### **4.4.6. Evaluación de los ecosistemas subglobales tipo**

Se emplearon criterios A (reducción en la distribución del ecosistema), B (distribución restringida relacionada a una reducción o amenaza persistente y explícita) y D (interrupción de procesos o interacciones bióticas) de la LRE de la IUCN, los resultados se acotaron a las categorías de riesgo de “En Peligro Crítico (CR)”, “En Peligro (EN)”, “Vulnerable (VU)”, “Casi Amenazado (NT)”, “Preocupación Menor (LC)”, y “Datos Insuficientes (DD)”. La categoría general de cada EST es la más alta dada por cualquiera de los criterios evaluados. (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a).

*Criterio A.* Cada EST fue evaluado con matrices de cambio en de seis periodos distintos que corresponde a los mapas vectoriales de uso de suelo y vegetación del INEGI: 1978, 1993, 2002, 2007, 2011 y 2016. Se consideró la superficie de vegetación primaria y secundaria que abarca el ecosistema como elementos que expresan su extensión. El Subcriterio A1 (últimos 50 años) se estimó mediante un porcentaje de disminución absoluta de la extensión del EST de 1978 a 2016. Sin embargo, el periodo no cumplió con el criterio de 50 años establecido en el método

oficial (Bland *et al.*, 2017a), para compensarlo se estimó un rango de “calidad de evaluación temporal” propuesto por Alaniz *et al.* (2016) expresado como porcentaje dado por la fórmula  $[(\text{periodo de estudio}/\text{periodo requerido})(100)]$ . Los Subcriterios A2a (futuro: próximos 50 años) y A2b (cualquier periodo de 50 años entre pasado-presente-futuro) se estimaron mediante la tendencia de la superficie.

Se evaluó la tendencia del área que abarcó cada EST en las seis matrices temporales, mediante modelos de: 1) regresión lineal que estima la tasa absoluta de disminución (ARD) y 2) regresión cuadrática que calcula la tasa proporcional de disminución (PRD) (Keith, 2013; Bland *et al.*, 2017a). Se eligió el modelo con mayor coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y menor valor de probabilidad (siempre que  $P < 0.05$ ). Con base en la ecuación del mejor modelo se estimó una tasa de disminución anual que se extrapola a 12 años al futuro (Subcriterio A2b: 38 años de datos observacionales y 12 de proyección) y 50 años a futuro (A2a), es decir a 2028 y 2066, respectivamente.

De acuerdo con los porcentajes de disminución, a cada subcriterio se le asignó una categoría de riesgo para el ecosistema con base en el porcentaje de disminución de la superficie, tomando como “colapso” a la desaparición espacial del ecosistema: Vulnerable (VU) si se redujo entre el 30 y 49%, En Riesgo (EN) si disminuyó entre el 50 y el 79%, y en Riesgo Crítico (CR) si disminuyó igual o más del 80%. Además, se consideraron las categorías Casi Amenazado (NT) si se redujo entre el 20 y el 29% y Preocupación Menor (LC) si su valor es menor al 20%, ambas consideradas categorías de no-riesgo (Keith *et al.*, 2013b; Bland *et al.*, 2017a).

*Criterio B.* Los EST con amenazas espacialmente explícitas fueron evaluados con el Subcriterio B1 (Extensión de la presencia: EOO) mediante el área que abarca el polígono convexo mínimo que incluya todas las ocurrencias del ecosistema, proyectado en *ArcGIS* (ESRI, 2010). Se consideró en Vulnerable (VU) si midió entre 20,001 y 50,000 km<sup>2</sup>, En Riesgo (EN) si tuvo entre 2,001 y 20,000 km<sup>2</sup> y en Riesgo Crítico (CR) si fue menor a 2,000 km<sup>2</sup>. Además, se consideraron las categorías Casi Amenazado (NT) con valores cercanos a 50,000 km<sup>2</sup> y Preocupación Menor (LC) con áreas mayores a 50,001 km<sup>2</sup>. Asimismo, se estimó el número de localidades que ocupa el ecosistema cuyo umbral son menos de 10 localidades para asignar una categoría de riesgo bajo el Subcriterio B1C y menor a cinco bajo el criterio B3 (combinado una amenaza severa en un

periodo de tiempo corto). El Subcriterio B2 (Área de Ocupación: AOO) se analizó en *ArcGIS* (ESRI, 2010) mediante el número de celdas que ocupan las ocurrencias del ecosistema en una malla de 10X10 km (Fig. S3, Anexo). Se asignó la categoría de Vulnerable (VU) si el valor de las celdas estuvo entre 21-50, En Riesgo (EN) si estuvo entre 3-20 y Riesgo Crítico (CR) si es menor o igual a dos. Las categorías de no-riesgo fueron Casi Amenazado (NT) si el valor estuvo entre 51 y 60, y Preocupación Menor (LC) si fue mayor a 60.

*Criterio D.* Para este criterio, primero se estimó la reducción en la distribución del EST en el tiempo uno (1976) y el tiempo dos (2016); posteriormente, para el remanente del ecosistema se estimó la severidad relativa, expresado como el porcentaje ocupado por vegetación secundaria. El subcriterio D1 (últimos 50 años) no fue cumplido, para compensarlo se estimó un rango de “calidad de evaluación temporal” propuesto por Alaniz *et al.* (2016) expresado como porcentaje dado por la fórmula  $[(\text{periodo de estudio}/\text{periodo requerido})(100)]$ . Asimismo, con las tendencias de los seis periodos de estudio (1978, 1993, 2002, 2007, 2011 y 2016) se probaron dos tipos de modelos de proyección: 1) regresión lineal que estima la tasa absoluta de disminución (ARD), y 2) regresión cuadrática que calcula la tasa proporcional de disminución (PRD) (Keith, 2013; Bland *et al.*, 2017a). Sin embargo, ninguno de los modelos fue significativo por lo que no fue posible evaluar los criterios D2a (50 años a futuro) y D2b (periodo entre pasado-presente-futuro).

De acuerdo con el criterio D1 se consideró la extensión que abarca la severidad relativa dada por la vegetación secundaria que indica la disminución en la calidad biótica del ecosistema, combinada con su disminución en extensión (Bland *et al.*, 2017a). Se consideró la categoría de Vulnerable (VU) si el EST: disminuyó el 30 a 49% y la severidad relativa es mayor al 80%, si disminuyó entre 50 y 79% y la severidad oscila en esa misma proporción, o bien, disminuyó 80% en extensión y la seriedad está entre 30 y 49%. Se consideró En Peligro (EN) si: la disminución está entre el 50 y 79% y la severidad relativa es mayor al 80%, y si la disminución es mayor al 80% y la severidad entre 50 y 79%. Por último, se considera en Riesgo Crítico (CR) si disminuyó más del 80% y la severidad es mayor a este porcentaje (Bland *et al.*, 2017a).

*Mapa de riesgo ecosistémico.* La categoría de riesgo más alta dada por cualquiera de los criterios evaluados fue asignada a cada EST con base en ello en *ArcGIS* (ESRI, 2010) se construyó el mapa de riesgo del BTHP dividido por subprovincia fisiográfica.

## 4.5. Resultados

### 4.5.1. Regionalización y amenazas

La extensión del BTHP se distribuye en cinco subprovincias fisiográficas con rasgos geomorfológicos estructurales propios que agrupan características topográficas, geológicas, orográficas e hidrográficas en común (Fig. 11A), cada proporción dentro de ellas corresponde a un EST analizado (Fig. 11B). El promedio de extensión de cada uno es de 2,139.91 km<sup>2</sup> con rangos de 178.95 a 5,048.14 km<sup>2</sup> (Tabla 7)

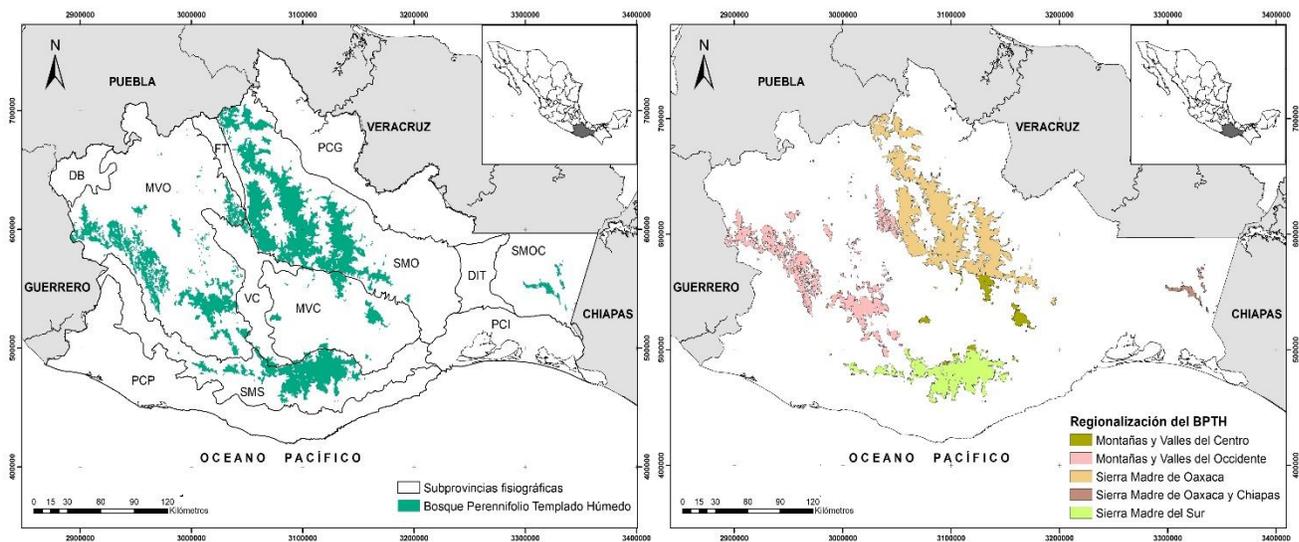


Figura 11. A) Área de ocupación y regionalización del Bosque Templado Húmedo Perennifolio (BTHP) en Oaxaca de acuerdo con las Subprovincias fisiográficas: DB = Depresión del Balsas, MVO = Montañas y Valles del Occidente, FT = Fosa de Tehuacán, SMO = Sierra Madre de Oaxaca, PCG = Planicie Costera del Golfo, VC = Valles Centrales, MVC = Montañas y Valles del Centro, DIT = Depresión Ístmica de Tehuantepec, SMOC = Sierra Madre del Sur de Oaxaca y Chiapas, SMS = Sierra Madre del Sur, PCP = Planicie Costera del Pacífico, PCT = Planicie Costera de Tehuantepec; B) regionalización de los ecosistemas subglobales tipo (EST) del BTHP.

Los cinco EST evaluados tienen algún grado de amenaza medio o alto ya sea por usos de suelo de tipo antrópico como por aprovechamiento ilegal de fauna. La agricultura es la principal actividad que provoca presiones en el ecosistema, en promedio ocupa 5.27% de extensión en los EST (rango: 0 a 8.14%); seguida de los pastizales inducidos o cultivados destinados a la ganadería que en promedio ocupan 1.75% en cada ecosistema (rango: 0 a 3.71%). Asimismo, dos EST presentan grados de amenaza altos y uno medio por aprovechamiento ilegal de fauna. El EST más

amenazado por actividades antrópicas es el ubicado en las Montañas y Valles del Centro, y el más amenazado por aprovechamiento ilegal de fauna silvestre es la Sierra Madre de Oaxaca (Tabla 7).

Tabla 7. Presiones y amenazas explícitas para el Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca (BTHP), regionalizado por subprovincias fisiográficas. ETS= Ecosistema Subglobal Tipo que corresponde a la subdivisión del BTHP por subprovincia. Agr=Agricultura, Gan=Ganadería, Ahu=Asentamientos Humanos y Ero=Erosión.

EST	Extensión (km <sup>2</sup> )	Extensión de presión (%)	Presión total/intensidad	Presión por uso ilegal de fauna Vertebrados /intensidad
Montañas y Valles del Centro	499.85	Agr= 2.46% Gan= 1.20% Ahu= 0.04%	3.70% Baja	12/ Baja
Montañas y Valles del Occidente	2,934.15	Agr= 7.97% Gan= 3.71% Ahu= 0.06%	11.74% Alta	59/ Media
Sierra Madre de Oaxaca	5,048.14	Agr= 8.14% Gan= 0.56% Ero= 0.11 Ahu= 0.03%	8.84% Media	114/ Alto
Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas	178.95	Ninguna explícita	0% Baja	24/ Media
Sierra Madre del Sur	2,038.48	Agr= 7.78% Gan= 3.29% Ahu= 0.35%	11.42% Alta	18/ bajo

#### 4.5.2. Evaluación de riesgo de colapso

##### 4.5.2.1. Criterio A: disminución en la distribución geográfica

Se construyeron cinco matrices de cambio de vegetación y uso de suelo en las que se evaluó el comportamiento de la extensión de los EST en cinco periodos distintos: 1978, 1993, 2002, 2007, 2011 y 2016 (Tabla S3, Anexo). Con estas tendencias se proyectaron 10 modelos, dos por ecosistema: uno de regresión lineal (ARD: tasa absoluta de disminución) y uno de regresión cuadrática (PRD: tasa proporcional de distribución) (Bland *et al.*, 2017a). Dos EST se ajustaron a modelos de regresión lineal, uno a modelos de regresión cuadrática y dos no se ajustaron a ninguno. De los modelos significativos, sus coeficientes de determinación van de 0.59 a 0.88. Se estima que en promedio los EST se han reducido 2.73% de 1978 a 2016, aunque un EST de Montañas y Valles de Occidente tuvo una ganancia de 2.59% y la Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas no tiene pérdida de extensión. Todos los EST evaluados con el criterio A tuvieron categorías de no-riesgo: cuatro en Preocupación Menor (LC) y uno está Casi Amenazado (NT) (Tabla 8).

Tabla 8. Evaluación del criterio A: cambios en la extensión de los ecosistemas tipo subglobales del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México. Periodo de análisis de datos de 1978 a 2016 y estimaciones probabilísticas de extensión en 2028 y 2066. Niveles de significancia: \* $P \leq 0.05$ , \*\*  $P \leq 0.01$ . Ns= No se ajusta a un modelo. ARD=Tasa absoluta de disminución y PRD=Tasa Proporcional de disminución (Bland et al., 2017a). <sup>a</sup> La extensión abarca vegetación primaria y secundaria del ecosistema. <sup>b</sup> No existió una pérdida, sino una ganancia de área de 2.59%. <sup>c</sup> Criterio calculado con una calidad temporal del 76% al no cumplir el periodo de observación de 50 años.

Ecosistema subglobal tipo	Extensión (km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>		% total de disminución	Modelo		Estimación (km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>		% disminución		Criterio A		
	1978	2016		Tipo de Ajuste	Parámetros	2028	2066	2028	2066	A1 <sup>c</sup>	A2a	A2b
Montañas y Valles del Centro	486.30	481.35	1.02	Cuadrático (PRD)	R <sup>2</sup> = 0.59 P= 0.0498*	444.02	500.47	8.69	-2.91	LC	LC	LC
Montañas y Valles del Occidente	2,524.05	2,589.49	0 <sup>b</sup>	NS	NS	2,589.49	2,589.49	0 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	LC	LC	LC
Sierra Madre de Oaxaca	4,856.40	4,602.00	5.24	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.80 P= 0.0165*	4,209.00	4,507.68	13.33	7.18	LC	LC	LC
Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas	178.95	178.95	0.00	NS	NS	178.95	178.95	0.00	0.00	LC	LC	LC
Sierra Madre del Sur	2,005.82	1,805.71	9.98	Lineal (ARD)	R <sup>2</sup> = 0.88 P= 0.0033**	1,519.71	1,737.07	24.23	13.40	LC	NT	LC

#### 4.5.2.2. Criterio B: distribución geográfica restringida

Los cinco EST presentan algún grado de amenaza explícita (sección 4.3.1) para ser evaluados bajo el criterio B, todos se analizaron de acuerdo con su área de ocupación (AOO: Subcriterio B1), su extensión de ocurrencia (EOO: Subcriterio B2) y el número de localidades discretas que ocupa (Subcriterio B3). Se encontró un ecosistema en Riesgo Crítico (CR) y cuatro En Riesgo (EN) (Tabla. 9).

Tabla 9. Evaluación del criterio B (distribución restringida) de los ecosistemas subglobales tipo (EST) del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México. EOO= extensión de ocurrencia dado por el polígono convexo mínimo que abarca el EST; AOO= área de ocupación dada por celdas de 10X10 km que abarca el EST. Categorías de riesgo para los Subcriterios evaluados (B1, B2 y B3). El NT\*\*\* es debido a que sus métricas están cercanos a los umbrales de riesgo. \*Categoría más alta para el criterio B.

Ecosistema subglobal tipo	Polígono convexo (Km <sup>2</sup> ) (EOO)	Celdas 10x10 (AOO)	de km	Número de localidades	Criterio B		
					B1	B2	B3
Montañas y Valles del Centro	6,761.89	38	>20		EN*	VU	LC
Montañas y Valles del Occidente	18,670.00	122	>20		EN*	LC	LC
Sierra Madre de Oaxaca	12,780.00	127	>20		EN*	LC	LC
Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas	1,113.34	13	13		CR*	VU	LC
Sierra Madre del Sur	5,754.28	54	>20		EN*	NT	LC

#### 4.5.2.3. Criterio D: interrupción de los procesos e interacciones bióticas

Los cinco EST se evaluaron con el subcriterio D1 (últimos 50 años), sin embargo, la temporalidad de los datos analizados sólo abarcó 38 años, lo que corresponde a una calidad temporal del 76% (Alaniz *et al.*, 2016). A pesar de que se probaron modelos de regresión lineal (ARD) y logística (PRD) ninguno fue significativo para proyectar las tendencias de los subcriterios D2a y D2b. La Sierra Madre del Sur fue el EST con mayor categoría de riesgo (VU) debido a que a pesar de tener una disminución en extensión menor al 30% (9.98%), la severidad relativa dada por la extensión de la vegetación secundaria abarca 86.31%. Dos ecosistemas están cerca del

umbral de severidad relativa del 80%, debido a ello se les asignó la categoría de Casi Amenazado (NT) (Tabla 10).

Tabla 10. Evaluación del criterio D (interrupción de los procesos e interacciones bióticas) de los ecosistemas subglobales tipo (EST) del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México. Se evaluó el subcriterio D1, con una calidad temporal del 76% (38 años de datos).

<b>Ecosistema subglobal tipo</b>	<b>Disminución en extensión (%)</b>	<b>Extensión actual (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Vegetación secundaria (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Severidad relativa (%)</b>	<b>Criterio D1</b>
Montañas y Valles del Centro	1.02	481.35	358.53	74.48	NT
Montañas y Valles del Occidente	0.00	2,589.49	1,893.17	73.11	NT
Sierra Madre de Oaxaca	5.24	4,602.00	2,660.16	57.80	LC
Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas	0.00	178.95	76.76	42.90	LC
Sierra Madre del Sur	9.98	1,805.71	1,558.53	86.31	VU

#### 4.5.2.4. *Mapa de riesgo*

Se tomó la categoría más alta de riesgo evaluado por cualquiera de los criterios A, B o D, cuatro EST están En Peligro (EN) y uno en Riesgo Crítico (CR), categorías dadas por las métricas del criterio B, específicamente el Subcriterio B1 (Fig. 12).

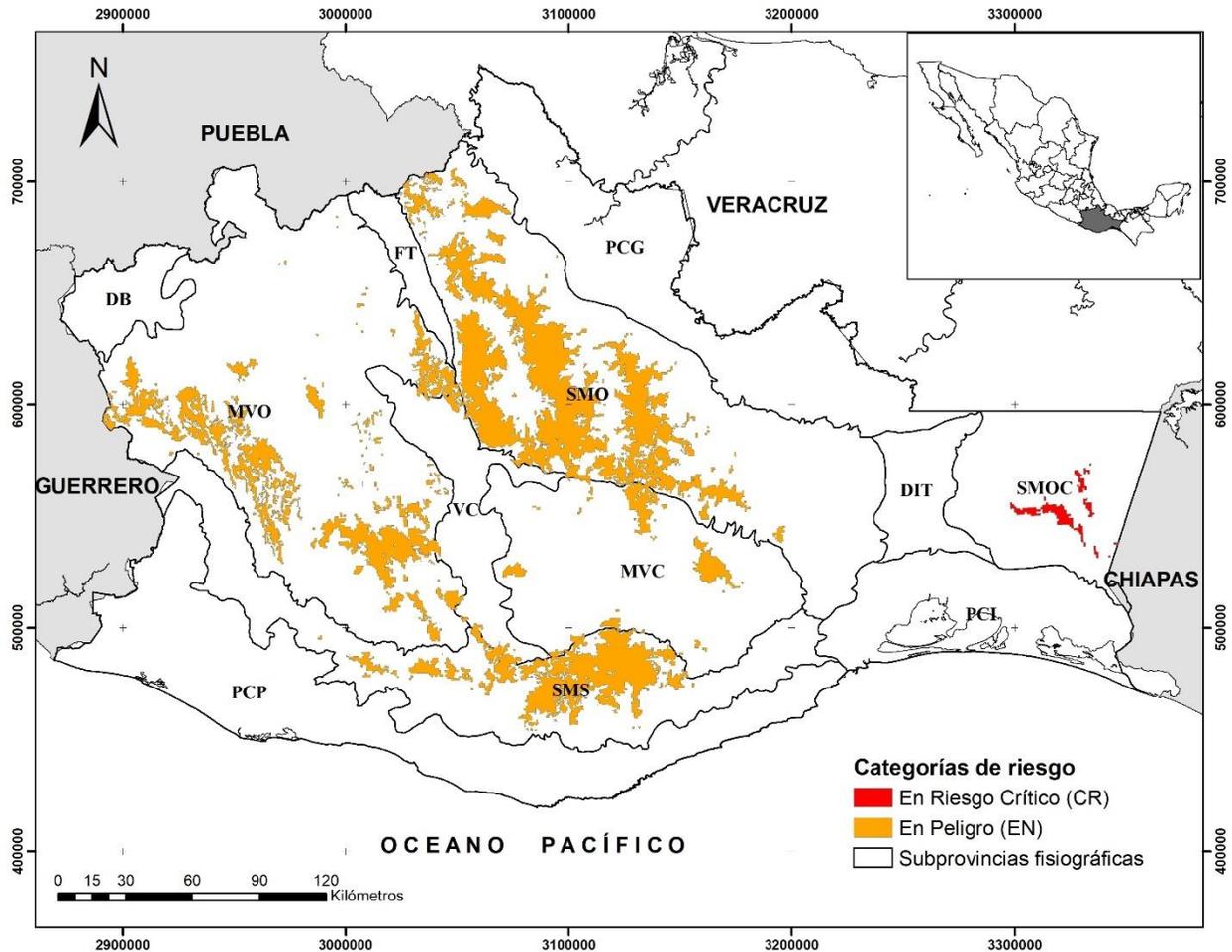


Figura 12. Mapa de riesgo de los ecosistemas subglobales tipo del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México, de acuerdo con los criterios y categorías del protocolo de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN. Mapa construido con base en el análisis de las Series I a VI (1978-2016) de Uso de Suelo y Vegetación de INEGI. Subprovincias fisiográficas: DB = Depresión del Balsas, MVO = Montañas y Valles del Occidente, FT = Fosa de Tehuacán, SMO = Sierra Madre de Oaxaca, PCG = Planicie Costera del Golfo, VC = Valles Centrales, MVC = Montañas y Valles del Centro, DIT = Depresión Istmica de Tehuantepec, SMOC = Sierra Madre del Sur de Oaxaca y Chiapas, SMS = Sierra Madre del Sur, PCP = Planicie Costera del Pacífico, PCT = Planicie Costera de Tehuantepec.

#### 4.6. Discusión

Previamente, se determinó que el BTHP se encontraba en “Preocupación Menor (LC)” en la distribución del ecosistema dentro de los límites administrativos de Oaxaca. Sin embargo, debido a la importancia en los servicios ambientales y económicos que brinda, las grandes extensiones que ocupa y las presiones por cambio de uso de suelo que se han documentado (Torres-Colín, 2004; Zacarías-Eslava y Castillo, 2010), era necesario tener una visión integral del riesgo de colapso y las amenazas particulares que enfrenta en los parches de distribución. La jerarquía de dominios espaciales para evaluar el riesgo de colapso un nivel específico de parches de distribución ecosistémica se documentó en una evaluación de riesgo en el Suroeste de China donde se utilizó como criterio de subdivisión a las cuencas hidrográficas (Tan *et al.*, 2017). Sin embargo, dada la complejidad orográfica de Oaxaca es complicado tener una caracterización consistente de cuencas (Centeno-García, 2004), las subprovincias fisiográficas, además del patrón hidrográfico considera elementos comunes topográficos, geológicos y geomorfológicos consistentes para establecer una plantilla ecorregional para la subdivisión del BTHP (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004). Aun así, esta división muestra una gran heterogeneidad entre el tamaño de distribución del ecosistema a ese nivel.

Asimismo, la delimitación propuesta se alinea a la construcción de abajo hacia arriba de la Tipología Global de Ecosistemas de la IUCN, específicamente en el nivel 6 que corresponde a ecosistemas subglobales tipo (EST) definidas como subunidades con un mayor grado de homogeneidad agrupadas dentro de un ecosistema global. Este último corresponde a un complejo de organismos y su entorno físico asociado que comparten procesos ecológicos similares (nivel 5) (Keith *et al.*, 2020). Por lo que la propuesta no solo complementa el análisis del BTHP con miras a una gestión de ecosistemas a nivel estado de Oaxaca, sino, contribuye al cumplimiento de objetivos de evaluación de ecosistemas a nivel global.

Al igual que la tendencia global, la agricultura es la actividad que provoca el cambio de uso de suelo de la cobertura forestal en todos los EST evaluados (IPBES, 2019). En México se reportó que esta actividad provocó el cambio del 16% de bosques templados de 1976 al 2000, asimismo, también fue la principal amenaza que ejerce presión sobre los ecosistemas de Oaxaca (Capítulo 3). El EST Sierra Madre de Oaxaca presentó la mayor extensión de agricultura, sin

embargo, se ha documentado que las comunidades humanas que habitan en él practican esta actividad bajo modelos adaptativos de intervención y acciones colectivas de conservación y regulación social de acceso al aprovechamiento de recursos naturales (Bray *et al.*, 2012; Murguía *et al.*, 2014). La agricultura, al igual que la ganadería se desarrollan en el EST de forma cíclica, es decir, mediante la designación de áreas para el desarrollo de las actividades; después de ciertos ciclos productivos se destinan a la regeneración natural y no vuelven a ser utilizadas en décadas, esto permite ciclos de aprovechamiento, reforestación de áreas degradadas y restablecimiento del bosque (Murguía *et al.*, 2014). Se demostró que mediante esta práctica la cobertura forestal se mantiene, incluso se incrementa en ciertos periodos por la intervención humana, convirtiéndolos en sistemas socio-ecológicos o socioecosistemas (Berkes y Folke, 1998). En este sentido, a pesar de que ciertas áreas están clasificadas como zonas agrícolas, las acciones de intervención y el desarrollo tradicional cíclico de la actividad, permitan que estos sean estados de transición de los socioecosistemas y no áreas colapsadas.

En general, en comparación con ecosistemas tropicales que la ganadería ha sido significativa para la pérdida de cobertura (Moreno-Unda *et al.*, 2019), la actividad ejerce poca presión a lo largo del BTHP, en promedio los EST tuvieron 1.7% de su superficie destinada a la actividad. Históricamente las principales actividades económicas desarrolladas en el BTHP han sido de aprovechamiento forestal y ecoturismo principalmente (Gasca-Zamora, 2014), y la ganadería solo desarrollada como una actividad de subsistencia (Murguía *et al.*, 2014).

Recientemente, la defaunación provocada por la cacería y el aprovechamiento ilegal son considerados problemas potenciales que amenazan los ecosistemas forestales (Dirzo *et al.*, 2014; Ferrer- Paris *et al.*, 2019). Todos los EST registraron algún grado de amenaza por aprovechamiento ilegal de fauna silvestre, la variable utilizada se basó en reportes de actividades ilegales contra los vertebrados silvestres en Oaxaca, realizados por la autoridad ambiental en México (Masés-García *et al.*, 2021). Sirve para darnos una idea de la magnitud y frecuencia de aprovechamiento ilegal, sin embargo, dado que es una actividad ilícita y furtiva no refleja la magnitud real del fenómeno que podría ser mucho mayor que lo reportado (UNODC, 2020; Masés-García *et al.*, 2021).

En Oaxaca el uso y consumo de fauna silvestre es una actividad común, se han reportado el uso tradicional de 89 especies distintas de vertebrados silvestres, así como la afectación por aprovechamiento ilegal de 8,047 ejemplares de 226 especies (Masés-García, Briones-Salas y Sosa-Escalante, 2016; Masés-García *et al.*, 2021). Probablemente la pérdida de cobertura no esté relacionada con el uso ilegal de especies, provocando un efecto de bosque vacío (Redford, 1992). Por ejemplo, el EST Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas no presenta pérdida de cobertura, pero sí una presión media por aprovechamiento ilegal de fauna, lo que aunado a su tamaño pequeño de distribución hace que la probabilidad de colapso sea muy alta al estar clasificado como “Críticamente en riesgo (CR)”. Este EST se distribuye en el Istmo de Tehuantepec que es una de las regiones donde existen mercados de venta ilegal de fauna reconocidos a nivel mundial, lo que podría estar incidiendo en la presión sobre el ecosistema (González-Pérez, Briones-Salas y Alfaro, 2004; Alvarado-Martínez, 2012).

Las categorías de todos los EST evaluados bajo el criterio A (reducción en la extensión) corresponde estados de no-riesgo (4 LC y 1 NT), se ajusta a la categoría general del BTHP evaluado en su distribución estatal (Capítulo 3). Sin embargo, el periodo de datos disponibles (38 años) no cumple el requisito de 50 años al pasado por lo que se tuvo que hacer un ajuste en la calidad temporal de la evaluación. Una de las limitaciones del presente estudio está relacionada a los periodos de tiempo que expliquen los procesos históricos de los ecosistemas. En el BTHP, y principalmente en el EST Sierra Madre de Oaxaca fue sujeto de aprovechamiento forestal a nivel industrial de 1956 a 1980, primero por empresas particulares y, posteriormente, por paraestatales que afectaron aproximadamente de 252,000 ha (López-Arzola, 2007; Gasca-Zamora, 2014). Este evento de degradación que tuvo lugar 65 años atrás está acotado fuera del de 50 años de la LRE y, en consecuencia, el lapso de 38 años empleado en el presente estudio. Podría utilizarse el criterio de periodo histórico con punto de partida de 1750 (Subcriterios A3, C3, D3), pero la calidad de los datos cartográficos aun no permite su evaluación en Oaxaca. Posterior a 1980 el manejo de los bosques pasó a manejo colectivo, el cual ha demostrado ser un modelo sustentable que permitió la recuperación de los bosques templados (Bray *et al.*, 2012; Gasca-Zamora, 2014). Probablemente este efecto explique que la mayor pérdida de vegetación primaria de los ecosistemas fue entre los mapas de 1978 y 1993, a partir de este último año tanto los ecosistemas estatales como los EST no muestran alteraciones significativas en su extensión.

En Oaxaca se tiene evidencia que la degradación la vegetación afecta la composición de especies, las zonas perturbadas tienen significativamente menor diversidad y abundancia de especies (Cortés-Marcial, Ayón y Briones–Salas, 2014), se tomó esta variable para expresar las interrupciones en las interacciones bióticas (criterio D). A pesar de que no existió reducción significativa de cobertura que ponga en riesgo los EST, la calidad de la vegetación tiene una composición distinta, la vegetación secundaria abarcó en promedio el 67% de los EST que se traduce en el porcentaje de severidad relativa de cada unidad evaluada. Esta condición combinada con la reducción en la extensión incrementa las categorías de riesgo comparado con la evaluación del criterio A, un EST (Sierra Madre del Sur) se encuentra en la categoría de riesgo Vulnerable (VU) bajo la evaluación del criterio D.

El criterio B fue determinante en la evaluación, dado que las categorías generales de riesgo de los EST se derivaron de las métricas de extensión del polígono convexo mínimo (EOO) en cual fue muy susceptible a la escala de análisis ya que a nivel estatal el BTHP resultó en Preocupación Menor bajo las métricas de este criterio. Sin embargo, al subdividir el ecosistema los EST arrojaron categorías de riesgo muy altas: 1 en CR y 4 EN. Asimismo, el análisis de amenazas espaciales explícitas como las actividades antrópicas y la defaunación por aprovechamiento ilegal de fauna sugieren que los EST son susceptibles a presiones que ponen en riesgo las extensiones pequeñas de cada fragmento. Se sugiere tomar con reserva los resultados de las métricas del criterio B, ya que pueden ser útil para la priorización de parches, pero no expresan la categoría general del BTHP que a nivel estatal tiene una categoría de Preocupación Menor (LC).

La evaluación realizada a nivel EST complementa la evaluación de riesgo ecosistémico realizada a nivel estatal, forma parte de una propuesta de evaluación de escalas jerárquicas que satisfagan las demandas de conservación de los distintitos niveles en el estado de Oaxaca (Cleland *et al.*, 1997; Tan *et al.*, 2017). A nivel estatal la evaluación del BTHP sirvió para identificar el grado de riesgo en comparación con los demás ecosistemas analizados en la misma jerarquía, y a nivel EST permite identificar parches que tienen mayor riesgo con el objetivo de aplicar acciones particulares en cada uno. La conservación y restauración de la biodiversidad demanda la integralidad de diferentes niveles de gobierno (IPBES, 2019), el análisis estatal del BTHP y en general de los ecosistemas que existen en Oaxaca puede servir como herramienta en el marco de la Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Oaxaca,

mediante el diseño de estrategias y políticas de alcance estatal. Sin embargo, a nivel EST se sugiere la intervención de los municipios que son un órgano de administración de menor jerarquía e incidencia local y, de acuerdo con la ley, tienen injerencia y atribuciones en acciones particulares de conservación y medio ambiente (LGEEPA, 2018 ). Asimismo, a nivel local existen figuras como los núcleos agrarios que manejan de forma colectiva los recursos naturales y la biodiversidad, y que en muchas comunidades de distribución del BTHP han demostrado realizar acciones colectivas efectivas de conservación (López-Arzola, 2007; Bray *et al.*, 2012). Las acciones particulares sobre cada EST demandan la intervención de estos gobiernos y formas de administración local en las decisiones realizadas para su priorización, conservación o mitigación de efectos adversos.

#### **4.7. Conclusión**

Los resultados indican que los criterios RLE de la UICN son aplicables en áreas heterogéneas y las evaluaciones jerárquicas enriquecen la información espacial. Las categorías de riesgo determinadas a dos distintas escalas son contrastantes, principalmente porque el criterio B (Distribución restringida) es susceptible al tamaño de las unidades evaluadas. En el futuro es necesario experimentar métricas que compensen los análisis jerárquicos espaciales con este criterio ya que los estados altos de riesgo que se obtuvieron correspondieron a la métrica de la extensión del polígono convexo mínimo.

La agricultura es la actividad que ejerce mayor presión sobre el ecosistema, sin embargo, muchas de las practicas desarrolladas en comunidades que habitan en él han demostrado no tener impactos negativos, sino que forman parte de procesos cíclicos que los modelan, lo que permite el aprovechamiento y la conservación de bosques.

El aprovechamiento ilegal de fauna silvestre es una amenaza que puede provocar defaunación en los ecosistemas y es necesario integrar datos fiables que permitan tener indicadores de presión de estas actividades ya que es una de las principales vías de extinción de especies en muchas partes del mundo. El análisis permitió determinar que todos los EST evaluados tuvieron presión de esta amenaza.

A diferencia de la evaluación de ecosistemas a nivel estatal en Oaxaca, la integración en la evaluación de un nuevo criterio (D) distinto a atributos de extensión y distribución, incrementó el riesgo del BTHP, ya que además se analizó la composición de la vegetación como proxy para definir la calidad ambiental de los EST.

Aunque puede haber algunas limitaciones en esta evaluación, el método propuesto de evaluación jerárquica es una forma útil de informar el estado de riesgo a dos distintas escalas en Oaxaca, cada una para objetivos de conservación diferentes pero complementarios. En cada escala se sugiere la participación de órganos de administración jerárquicos en estrategias y políticas de conservación: la evaluación de parches del BTH es útil para la aplicación de acciones particulares en cada uno, además de la administración estatal se recomienda la participación de municipios, núcleos agrarios y comunidades en las acciones de conservación, protección y restauración de los EST.

El análisis tiene limitaciones en cuanto al cumplimiento de la calidad temporal de 50 años sugerida por la LRE. Sin embargo, incluso muchos fenómenos de degradación forestal que afectaron el pasado los bosques templados en Oaxaca ocurrieron más allá de los umbrales de 50 años de la LRE. Se sugiere en un futuro diseñar métodos que puedan integrar los procesos históricos en el análisis espacial de datos y evaluación de riesgo de colapso.

## Consideraciones finales

La LRE puede ser una herramienta flexible y poderosa con potenciales aplicaciones en la planeación estratégica, el ordenamiento del territorio, la evaluación de acciones de conservación, la asignación de recursos, la priorización de áreas de restauración y conservación que no estén dentro de iniciativas formales, asimismo, concientiza e informa a la sociedad con categorías discretas sobre el estado de riesgo de los ecosistemas. Ha demostrado ser útil para aplicar en diferentes jerarquías espaciales para satisfacer las necesidades de conservación a distintos niveles.

En Oaxaca, esta herramienta se puede integrar de forma favorable en la planeación y ejecución de la Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Oaxaca, mediante el informe de riesgo que guardan los ecosistemas del estado y, con base en ello trazar líneas estratégicas para su protección, conservación o restauración, dependiendo de la categoría de riesgo de cada uno. Asimismo, el análisis a un dominio espacial inferior, regionalizando los ecosistemas por subprovincias fisiográficas proporciona información de riesgo y las necesidades de conservación de parches específicos de los ecosistemas. En la ejecución de acciones a desarrollar en estos parches se sugiere el involucramiento de municipios, núcleos agrarios y comunidades. En términos generales, la implementación adecuada de la LRE en Oaxaca puede apoyar a la conservación de la biodiversidad del estado, y este estudio sienta las bases para ello.

Sin embargo, el éxito y la implementación adecuada de cualquier estrategia de conservación requiere la participación de los sectores sociales, ecológicos e institucionales (Meffe *et al.*, 2002). La utilización de la LRE como una herramienta de apoyo en la toma de decisiones de conservación requiere un constante proceso de gobernanza para lograr acuerdos en beneficio de los actores involucrados. Aplicarla desde la creación de parámetros técnicos y la implementación institucional sin tomar en cuenta al sector social y los propietarios del territorio podría desencadenar conflictos.

Al igual que otras estrategias de biodiversidad diseñadas desde el exterior y descontextualizadas de los escenarios locales, la mala interpretación de la LRE y su aplicación como política punitiva puede desencadenar nuevos instrumentos legislativos, modificar los ya

existentes o ser parte de nuevas normas de acceso, limitación o restricción del manejo de los recursos naturales, principalmente en ecosistemas que resulten con una categoría de riesgo alta. Lo anterior, puede ocasionar resistencia social al ser incompatible con las estrategias de conservación participativa, principalmente de comunidades con un alto grado de organización social para el manejo, protección y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, tales como las comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca (Bray *et al.*, 2012; Van Vleet, Bray y Durán, 2016).

Por ejemplo, en algunas ANP o áreas de refugio de vida silvestre decretadas en territorios aprovechados por comunidades locales, sin un plan de transición o participación social, se han desencadenado conflictos y enfrentamientos entre las comunidades que históricamente han vivido de los recursos de la región y la autoridad (Rojas- Bracho y Taylor, 1999; Von Bertrab Tamm, 2010). Esto ha provocado que los resultados al implementar estas áreas de protección sean contrarios a los objetivos de conservación establecidos inicialmente, incluso, la degradación de estas áreas ha sido tal que, actualmente, existen graves problemas de extinción de especies endémicas y en riesgo (Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2019). Por lo contrario, cuando las iniciativas de conservación nacen del interés social, fomentando la participación del sector científico-académico para generar conocimientos, y los procesos son oficializados y fortalecidos por las instituciones, se logran estrategias de conservación exitosas. Las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) son ejemplo claro de estos procesos que han demostrado ser de los mejores esquemas de conservación en México (Murguía *et al.*, 2014; Briones-Salas, Lavariega, Cortés-Marcial, Monroy y Masés-García, 2016a).

## Referencias

- Alaniz, A. J., Galleguillos, M., & Perez-Quezada, J. F. (2016). Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation*, 204, 378-385. doi:10.1016/j.biocon.2016.10.038
- Alexander, J., & McGregor, J. (2000). Wildlife and politics: CAMPFIRE in Zimbabwe. *Development and Change*, 31(3), 605-627.
- Alvarado-Martínez, I. (2012). Delincuencia organizada ambiental en México, una nueva manifestación criminal del tráfico de especies. *Revista criminalidad*, 54(1), 283-311.
- Assessment-Millennium-Ecosystem. (2005). Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis. *World Resources Institute, Washington, DC*.
- Auld, T. D., & Leishman, M. R. (2015). Ecosystem risk assessment for Gnarled Mossy Cloud Forest, Lord Howe Island, Australia. *Austral Ecology*, 40(4), 364-372. doi:10.1111/aec.12202
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., . . . Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51-57.
- Barrett, S., & Yates, C. J. (2015). Risks to a mountain summit ecosystem with endemic biota in southwestern Australia. *Austral Ecology*, 40(4), 423-432. doi:10.1111/aec.12199
- Bergandi, D., & Blandin, P. (1998). Holism vs. reductionism: do ecosystem ecology and landscape ecology clarify the debate? *Acta Biotheoretica*, 46(3), 185-206.
- Berkes, F., & Folke, C. (1998). Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*, 1(4).
- Blab, J., Riecken, U., & Ssymank, A. (1995). Proposal on a criteria system for a National Red Data Book of Biotopes. *Landscape Ecology*, 10(1), 41-50.
- Bland, L. M., Keith, D. A., Miller, R. M., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (2016). *Directrices para la aplicación de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de Ecosistemas de UICN, Versión 1.0*. Gland, Suiza: UICN.
- Bland, L. M., Keith, D. A., Miller, R. M., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (2017a). *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1*. Gland, Switzerland: IUCN. ix
- Bland, L. M., Nicholson, E., Miller, R. M., Andrade, A., Carré, A., Etter, A., . . . Lindgaard, A. (2019). Impacts of the IUCN Red List of Ecosystems on conservation policy and practice. *Conservation letters*, 12(5). doi:10.1111/conl.12666

- Bland, L. M., Regan, T. J., Dinh, M. N., Ferrari, R., Keith, D. A., Lester, R., . . . Nicholson, E. (2017b). Using multiple lines of evidence to assess the risk of ecosystem collapse. *Proc. R. Soc. B*, 284(1863), 20170660. doi:10.1098/rspb.2017.0660
- Bland, L. M., Rowland, J. A., Regan, T. J., Keith, D. A., Murray, N. J., Lester, R. E., . . . Nicholson, E. (2018). Developing a standardized definition of ecosystem collapse for risk assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(1), 29-36. doi:10.1002/fee.1747
- Boitani, L., Mace, G. M., & Rondinini, C. (2015). Challenging the scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *Conservation letters*, 8(2), 125-131. doi:10.1111/conl.12111
- Bonifacio, R., & Pisanu, P. (2013). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems-Supplementary material (Karst Rising-Spring [KRS] Wetland Community of the South East [SA]). *Plos One*, 8(5), 198-221.
- Bray, D., Duran, E., & Molina, O. (2012). Beyond harvests in the commons: multi-scale governance and turbulence in indigenous/community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *International Journal of the Commons*, 6(2). doi:10.18352/ijc.328
- Briones-Salas, M., Lavariega, M., Cortés-Marcial, M., Monroy, G., & Masés-García, C. (2016a). Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México. En M. Briones-Salas, Y. Hortelano-Moncada, G. Magaña-Cota, G. Sánchez-Rojas, & J. E. Sosa-Escalante (Eds.), *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal* (pp. 329-366). Mexico City, Mexico: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. and Universidad de Guanajuato.
- Briones-Salas, M., Lavariega, M., Cortés-Marcial, M., Monroy, G., & Masés-García, C. A. (2015). Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México En J. E. Sosa-Escalante (Ed.), *Diversidad y conservación de los mamíferos mexicanos con una visión estatal* (pp. ND). México: Asociación Mexicana de Mastozoología A.C., En prensa.
- Briones-Salas, M., Lavariega, M., Cortés-Marcial, M., Monroy, G., & Masés-García, C. A. (2016b). Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México. En M. Briones-Salas, Y. Hortelano-Moncada, G. Magaña-Cota, G. Sánchez-Rojas, & J. E. Sosa-Escalante (Eds.), *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal* (pp. 329-366). Ciudad de México, México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato.
- Burgman, M. A., Ferson, S., & Akçakaya, H. R. (1993). *Risk assessment in conservation biology* (Vol. 12). London: Chapman and Hall.
- Burns, E. L., Lindenmayer, D. B., Stein, J., Blanchard, W., McBurney, L., Blair, D., & Banks, S. C. (2015). Ecosystem assessment of mountain ash forest in the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia. *Austral Ecology*, 40(4), 386-399. doi:10.1111/aec.12200
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., . . . Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59. doi:10.1038/nature11148

- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., . . . Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American journal of botany*, 98(3), 572-592.
- Carpenter, S., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H. A., Polasky, S., Reid, W. V., & Scholes, R. J. (2006). Millennium ecosystem assessment: Research needs. *science*, 314, 257-258. doi:10.1126/science.1131946
- Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., . . . Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), 1305-1312.
- Carré, A., Peguin, M., & Puolin, B. (2012). *Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN. Exercice d'application sur quelques écosystèmes de Zones Humides de France métropolitaine* (U.-C. Français Ed.). France: UICN-Comité Français.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology*, 215-244.
- Centeno-García, E. (2004). Configuración geológica del estado. En A. J. García-Mendoza, M. Ordoñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 29-42). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.
- Center, K. (1996). Keystone national policy dialogue on ecosystem management *Keystone national policy dialogue on ecosystem management: The Keystone Center*.
- Cleland, D. T., Avers, P. E., McNab, W. H., Jensen, M. E., Bailey, R. G., King, T., & Russell, W. E. (1997). National hierarchical framework of ecological units. *Ecosystem management applications for sustainable forest and wildlife resources*, 20, 181-200.
- CONABIO. (2018). *Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Oaxaca*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), y la Secretaría del Medio Ambiente, Energías y Desarrollo Sustentable (SEMAEDES) del estado de Oaxaca.
- Cortés-Marcial, M., Ayón, Y. M., & Briones-Salas, M. (2014). Diversity of large and medium mammals in Juchitan, Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(1), 1-12.
- Crespin, S. J., & Simonetti, J. A. (2015). Predicting ecosystem collapse: spatial factors that influence risks to tropical ecosystems. *Austral Ecology*, 40(4), 492-501. doi:10.1111/aec.12209
- Challenger, A. (2003). Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En O. Sánchez, E. Vega, E. Peters, & O. Monroy-Vilchis (Eds.), *Conservación de los ecosistemas templados de montaña en México*. Óscar Sánchez, E., Vega, EP y Monroy-Vilchis O.(eds.). INE-SEMARNAT. México (pp. 17-42). México: Instituto Nacional de Ecología.
- Challenger, A., & Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. En Conabio (Ed.), *Capital natural de México* (Vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad, pp. 87-108).

- Chytrý, M., Hájek, M., Kočí, M., Pešout, P., Roleček, J., Sádlo, J., . . . Douša, J. (2019). Red List of Habitats of the Czech Republic. *Ecological Indicators*, 106, 105446. doi:10.1016/j.ecolind.2019.105446
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*: Island Press.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, 19(5), 589-606.
- ESRI. (2010). ArcGIS Desktop 9.0. Licence 11C40B031185A6391437A. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Etter, A., Andrade, A., Nelson, C. R., Cortés, J., & Saavedra, K. (2020). Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: An application of the IUCN red list of ecosystems. *Land Use Policy*, 99, 104874.
- Faber-Langendoen, D., & Bakowsky, W. (2013). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems-Supplementary material (Great Lakes Alvar). *Plos One*, 8(5), 140-146.
- Fernández-Eguiarte, A., Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., Castelán-Hernández, C. I., & Bautista Durán, A. V. (2018a). Precipitación acumulada mensual promedio (1902-2015). Obtenido de <http://ri.atmosfera.unam.mx:8586/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/metadata/8375be92-5d32-4221-a8bf-8c1c1e8e21ff>
- Fernández-Eguiarte, A., Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., Castelán-Hernández, C. I., & Bautista Durán, A. V. (2018b). Temperatura media mensual (1902-2015). Obtenido de <http://ri.atmosfera.unam.mx:8586/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/metadata/a587ea57-e07d-43a2-9ad4-b560483bae5f>
- Ferrer- Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira- Miranda, M. A., Rodríguez, J. P., Josse, C., . . . Barrow, E. (2019). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation letters*, 12(2), e12623. doi:10.1111/conl.12623
- Flores-Mata, G. (1971). Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. México, D.F.: Secretaría de Recursos Hidráulicos.
- Galic, N., Schmolke, A., Forbes, V., Baveco, H., & van-den-Brink, P. J. (2012). The role of ecological models in linking ecological risk assessment to ecosystem services in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 415, 93-100.
- Galicia, L., & Zarco-Arista, A. E. (2014). Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(4), 275-288.
- García-Mendoza, A. J., Ordóñez, M. J., & Briones-Salas, M. A. (2004). *Biodiversidad de Oaxaca*. México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.

- Gasca-Zamora, J. (2014). Gobernanza y gestión comunitaria de recursos naturales en la Sierra Norte de Oaxaca. *Región y Sociedad*, 26(60), 89-120.
- González-Medrano, F. (2004). *Las comunidades vegetales de México: Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México*. México D.F.: Instituto Nacional de Ecología.
- González-Pérez, G., Briones-Salas, M., & Alfaro, A. (2004). Integración del conocimiento faunístico de Oaxaca. En A. García-Mendoza, M. Ordóñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 449-466). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.
- Gubbay, S., Sanders, N., Haynes, T., Janssen, J. A. M., Rodwell, J. R., Nieto, A., . . . Calix, M. (2016). *European Red List of Habitats: Part 1. Marine Habitats*. England: Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Harpole, W. S., & Tilman, D. (2007). Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature*, 446(7137), 791.
- Hassan, R., Scholes, R. J., & Ash, N. (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends, vol 1. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment* (Vol. 1). Washington, DC: Island Press.
- Herrera-F, B., Zamora, N., & Chacón, O. (2015). Lista Roja de los Ecosistemas Terrestres de Costa Rica: Informe final de proyecto (pp. 75). Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Heywood, V. H., & Watson, R. T. (1995). *Global biodiversity assessment* (Vol. 1140): Cambridge University Press Cambridge.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., . . . Lugo, A. E. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23.
- Huth, N., & Possingham, H. P. (2011). Basic ecological theory can inform habitat restoration for woodland birds. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 293-300.
- INE-INEGI. (1997, 09-06-2001). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie I (continuo nacional). Obtenido de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- INEGI. (2001, 19-02-2005). Uso de y vegetación, escala 1:250000, serie II (continuo nacional). Obtenido de [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks2gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks2gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- INEGI. (2005a). Guía para la interpretación de cartografía: uso de suelo y vegetación (pp. 20). Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
- INEGI. (2005b, 05-12-2008). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie III (continuo nacional). Obtenido de

- [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks3gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks3gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- Inegi. (2009, 08-07-2009). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie IV (continuo nacional). Obtenido de [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks4gw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250ks4gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- Inegi. (2011, 04-08-2015). Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, Serie V (Capa unión). Obtenido de [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s5ugw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s5ugw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- INEGI. (2016, 17 de junio 2018). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie VI. Obtenido de [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s5ugw.xml?\\_httpcache=yes&\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s5ugw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- INEGI. (2017). *Guía para la interpretación de cartografía Uso del Suelo y Vegetación*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (pp. 56). Bonn, Germany: IPBES Secretariat.
- IPBES. (2021). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Obtenido de <https://www.ipbes.net/>
- IUCN-CEM. (2016). The IUCN Red List of Ecosystems. Version 2016-1. Obtenido de <https://iucnrle.org/assessments/>
- IUCN. (2011). Guidelines for the application of IUCN Red List categories and criteria. Gland: Red List Standards and Petitions Subcommittee of the Species Survival Commission, Iucn.
- IUCN. (2020). The Iucn Red List of Threatened Species 2020-3. Obtenido de <http://www.iucnredlist.org/>
- Janssen, J. A. M., Rodwell, J. S., García-Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., . . . Valachovič, M. (2016). *European Red List of Habitats, Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. England: Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Jaramillo-Legorreta, A. M., Cardenas-Hinojosa, G., Nieto-Garcia, E., Rojas-Bracho, L., Thomas, L., Ver Hoef, J. M., . . . Tregenza, N. (2019). Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). *Royal Society open science*, 6(7), 190598. doi:<https://doi.org/10.1098/rsos.190598>
- Jax, K. (2007). Can we define ecosystems? On the confusion between definition and description of ecological concepts. *Acta Biotheoretica*, 55(4), 341-355.
- Keith, D. A. (2013). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems-Supplementary material (Coolibah – Black Box Woodlands, south-eastern Australia). *Plos One*, 8(5), 95-103.

- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., & Kingsford, R. T. (2020). *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Keith, D. A., Rodríguez, J., Rodríguez-Clark, K., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., . . . Zambrano-Martínez, S. (2013a). Fundamentos científicos de una Lista Roja de Ecosistemas de UICN. *Plos One*, 8(5), 1-24. doi:10.1371/journal.pone.0062111
- Keith, D. A., Rodríguez, J., Rodríguez-Clark, K., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., . . . Zambrano-Martínez, S. (2013b). Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *Plos One*, 8(5), 1-25.
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Brooks, T. M., Burgman, M. A., Barrow, E. G., Bland, L., . . . Spalding, M. D. (2015). The IUCN red list of ecosystems: motivations, challenges, and applications. *Conservation letters*, 8(3), 214-226.
- Kontula, T., & Raunio, A. (2018). Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. *Luontotyyppien punainen kirja, CLUS ON*, 100.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF) el 28 de enero de 1998, última reforma publicada en el DOF el 5 de junio de 2018 C.F.R. (2018 ).
- López-Arzola, R. (2007). El empoderamiento del manejo forestal comunitario en Oaxaca. La Unión de Comunidades Forestales y Ejidos de Oaxaca, 1985-1996. En D. B. Bray, L. Merino, & D. Barry (Eds.), *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales* (pp. 147-162). México: semarNat, ine, Instituto de Geografía de la unam, Consejo Mexicano de Silvicultura Sustentable y Florida International University.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J., Hector, A., . . . Schmid, B. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, 294(5543), 804-808.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press: Princeton.
- Marshall, A., Schulte to Bühne, H., Bland, L., & Pettorelli, N. (2018). Assessing ecosystem collapse risk in ecosystems dominated by foundation species: the case of fringe mangroves. *Ecological Indicators*, 91, 128-137. doi:10.1016/j.ecolind.2018.03.076
- Martínez-Meyer, E., Sosa-Escalante, J. E., & Álvarez, F. (2014). El estudio de la biodiversidad en México: ¿ una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 1-9.
- Martínez-Ramírez, E., Doadrio-Villarejo, I., & de Sostoa-Fernández, A. (2004). Peces continentales. En A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 357-373). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.
- Mas, J.-F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., . . . Pérez-Vega, A. (2004). Assessing land use/cover changes: a nationwide multivariate spatial

- database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5(4), 249-261.
- Masés-García, C. A., Briones-Salas, M., & Sosa-Escalante, J. E. (2016). Análisis del manejo y aprovechamiento legal de los mamíferos silvestres de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2), 497-507.
- Masés-García, C. A., Briones-Salas, M., & Sosa-Escalante, J. E. (2021). Assessment of wildlife crime in a high-biodiversity region of Mexico. *Journal for Nature Conservation*, 59(125932), 2-15. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125932>
- Mata-Silva, V., Johnson, J., Wilson, L., & García-Padilla, E. (2015). The herpetofauna of Oaxaca, Mexico: composition, physiographic distribution, and conservation status. *Mesoamerican Herpetology*, 2, 6-62.
- May, R. M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269(5628), 471-477.
- Meffe, G., Nielsen, L., Knight, R. L., & Schenborn, D. (2002). *Ecosystem Management: Adaptive, Community-Based Conservation*. Washington, E.U.: Island Press.
- Millennium-Ecosystem-Assessment. (2005). Evaluación de los ecosistemas del milenio. Obtenido de <https://www.millenniumassessment.org/es/>
- Miranda, F., & Hernández, X. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Méx.*, 28, 29–179.
- Moreno-Unda, A. A., Aguilar-Robledo, M., & Avalos-Lozano, J. A. (2019). El Programa Nacional de Desmontes en México. En M. Aguilar-Robledo, H. Reyes-Hernández, & O. Reyes-Pérez (Eds.), *LA HISTORIA AMBIENTAL EN MÉXICO: ESTUDIOS DE CASO* (pp. 117-127). México: Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Morrone, J. (2001). *Biogeografía de América Latina y el Caribe* (Vol. 3). Zaragoza, España: M&T–Manuales & Tesis, SEA.
- Murguía, A. V., Medina, E. D., Rivera, R., & Bray, D. B. (2014). Cambios en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativas de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía*, 2014(83), 55-73.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., & Woodfin, R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, 368(6473), 734.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R. E., Lehner, B., . . . Ricketts, T. H. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9495-9500.
- Navarro, A. G., García-Trejo, E. A., Peterson, A. T., & Rodríguez-Contreras, V. (2004). Aves. En A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 391-421). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.

- Nicholson, E., Collen, B., Barausse, A., Blanchard, J. L., Costelloe, B. T., Sullivan, K. M., . . . Jones, J. P. (2012). Making robust policy decisions using global biodiversity indicators. *Plos One*, 7(7), e41128. doi:10.1371/journal.pone.0041128
- Nicholson, E., Keith, D. A., & Wilcove, D. S. (2009a). Assessing the conservation status of ecological communities. *Conservation Biology*, 23, 259-274.
- Nicholson, E., Keith, D. A., & Wilcove, D. S. (2009b). Assessing the threat status of ecological communities. *Conservation Biology*, 23(2), 259-274. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01158.x
- Nicholson, E., Regan, T. J., Auld, T. D., Burns, E. L., Chisholm, L. A., English, V., . . . Leishman, M. R. (2015). Towards consistency, rigour and compatibility of risk assessments for ecosystems and ecological communities. *Austral Ecology*, 40(4), 347-363. doi:10.1111/aec.12148
- Norgaard, R. B. (2008). Finding hope in the millennium ecosystem assessment. *Conserv Biol*, 22(4), 862-869. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00922.x
- O'Neill, R. V. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept?(with full military honors, of course!). *Ecology*, 82(12), 3275-3284. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[3275:IITBT]2.0.CO;2
- Oliveira-Miranda, M., Huber, O., Rodríguez, J., Rojas-Suárez, F., De Oliveira-Miranda, R., Zambrano-Martinez, S., & Giraldo, D. (2010). Riesgo de eliminación de los ecosistemas terrestres de Venezuela. En J. Rodríguez, F. Rojas-Suárez, & D. Giraldo (Eds.), *Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela*. (pp. 109-231). Caracas, Venezuela: Provita, Shell Venezuela y Lenovo.
- Ortiz-Pérez, M., Hernández-Santana, J., & Figueroa-Mah-Eng, J. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. En A. García-Mendoza, M. Ordoñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 43-54). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund.
- Oyarzún, C., Nahuelhual, L., & Núñez, D. (2005). Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Ambiente y Desarrollo*, 20(3), 88-95.
- Palacios-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., . . . González, F. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Bol. Inst. Geogr. Unam*, 43, 183-203.
- Perrings, C., Folke, C., & Mäler, K.-G. (1992). The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. *Ambio*, 201-211.
- Perzanowska, J., & Korzeniak, J. (2020). Red list of Natura 2000 habitat types of Poland. *Journal for Nature Conservation*, 125834.
- Pickett, S. T., & Cadenasso, M. L. (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: meaning, model, and metaphor. *Ecosystems*, 5(1), 1-10. doi:10.1007/s10021-001-0051-y

- Pliscoff, P. (2015). *Aplicación de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) para la evaluación de riesgo de los ecosistemas terrestres de Chile*. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente.
- Poiani, K. A., Richter, B. D., Anderson, M. G., & Richter, H. E. (2000). Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience*, 50(2), 133-146.
- Redford, K. H. (1992). The empty forest. *BioScience*, 42(6), 412-422. doi:10.2307/1311860
- Redman, C. L., Grove, J. M., & Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7(2), 161-171.
- Regan, H. M., Colyvan, M., & Burgman, M. A. (2002). A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. *Ecological applications*, 12(2), 618-628.
- Resilience-Alliance. (2010). Assessing resilience in social-ecological systems: workbook for practitioners (revised version 2.0). Obtenido de <http://www.resalliance.org/3871.php>
- Rodríguez, J. P., Balch, J. K., & Rodríguez-Clark, K. M. (2007). Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 16(1), 183-209.
- Rodríguez, J. P., Keith, D. A., Rodríguez-Clark, K. M., Murray, N. J., Nicholson, E., Regan, T. J., . . . Wit, P. (2015). A practical guide to the application of the IUCN Red List of Ecosystems criteria. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 370(1662), 20140003.
- Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clarck, K. M., Baillie, J. E., Ash, N., Benson, J., Boucher, T., . . . Jennings, M. (2011). Establishing IUCN red list criteria for threatened ecosystems. *Conservation Biology*, 25(1), 21-29. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01598.x
- Rodríguez, J. P., Rojas-Suarez, F., & Giraldo-Hernández, D. (2010). *Libro rojo de los ecosistemas terrestres de Venezuela*. Caracas: Venezuela: Provita, Shell Venezuela, Lenovo (Venezuela).
- Rojas- Bracho, L., & Taylor, B. L. (1999). Risk factors affecting the vaquita (*Phocoena sinus*). *Marine Mammal Science*, 15(4), 974-989. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1999.tb00873.x>
- Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E., & Remond-Noa, R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y bosques*, 20(1), 21-35.
- Rowland, J. A., Nicholson, E., Murray, N. J., Keith, D. A., Lester, R. E., & Bland, L. M. (2018). Selecting and applying indicators of ecosystem collapse for risk assessments. *Conservation Biology*, 32(6), 1233-1245. doi:doi.org/10.1111/cobi.13107
- Rzedowski, J., & Huerta, L. (1978). *Vegetación de México*. México: Limusa.
- Sato, C. F., & Lindenmayer, D. B. (2018). Meeting the global ecosystem collapse challenge. *Conservation letters*, 11(1), e12348. doi:10.1111/conl.12348
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591.

- Schizas, D., & Stamou, G. (2010). Beyond identity crisis: The challenge of recontextualizing ecosystem delimitation. *Ecological Modelling*, 221(12), 1630-1635.
- Schultz, A. M. (1969). A study of a ecosystem:the Artic tundra. En G. Van Dyne (Ed.), *The ecosystem concept in natural resource management* (pp. 77-96). New York, EE. UU: Academic Press.
- Schulze, E.-D., & Mooney, H. A. (1994). Ecosystem function of biodiversity: a summary *Biodiversity and ecosystem function* (pp. 497-510): Springer.
- Serrat, O. (2017). Social network analysis. En O. Serrat (Ed.), *Knowledge solutions* (pp. 39-43). Singapur: Springer.
- Shi, J., Ma, K., Wang, J., Zhao, J., & He, K. (2010). Vascular plant species richness on wetland remnants is determined by both area and habitat heterogeneity. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1279-1295.
- Sosa-Escalante, J. E. (2011). Aplicación de la Ley para el Combate del Tráfico Ilegal de Vida Silvestre en México: El caso de Charco Cercado. *Therya*, 2(3), 245-262. doi:<https://dx.doi.org/10.12933/therya-11-53>
- Tan, J., Li, A., Lei, G., Bian, J., Chen, G., & Ma, K. (2017). Preliminary assessment of ecosystem risk based on IUCN criteria in a hierarchy of spatial domains: A case study in Southwestern China. *Biological Conservation*, 215, 152-161. doi:10.1016/j.biocon.2017.09.01
- Tansley, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16(3), 284-307. doi:[doi.org/10.2307/1930070](https://doi.org/10.2307/1930070)
- Tilman, D., & Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367(6461), 363.
- Torres-Colín, R. (2004). Tipos de vegetación. En A. J. García-Mendoza, M. Ordoñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 105-117). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.
- Trejo, I. (2004). Clima. En A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 67-85). México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza and World Wildlife Fund.
- UNODC. (2020). *World Wildlife Crime Report: Trafficking in protected species*. New York: United Nations Office on Drugs and Crime (Unodc).
- Valderrábano, M., Benabid, A., Del Barrio, G., Ruiz, A., Sanjuán, M. E., Sainz, H., & Simón, J. C. (2015). *Libro rojo de los ecosistemas forestales de Marruecos*. Gland, Suiza y Málaga, España: UICN.
- Van Vleet, E., Bray, D. B., & Durán, E. (2016). Knowing but not knowing: Systematic conservation planning and community conservation in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Land Use Policy*, 59, 504-515. doi:10.1016/j.landusepol.2016.09.010

- Velázquez, A., & Larrazábal, A. (2011). Conservación participativa del paisaje. En G. Bocco, P. S. Urquijo, & A. Vieyra (Eds.), *Geografía y Ambiente en América Latina* (pp. 195-216). México, D.F: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Gallegos, J. D., Saucedo, R. M., Alcántara, P. C., Castro, R., . . . Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica*(62), 21-37.
- Velázquez, A., Medina-García, C., Durán-Medina, E., Amador, A., & Gopar-Merino, L. F. (2016). *Standardized Hierarchical Vegetation Classification: Mexican and Global Patterns*: Springer.
- Villota, H. (1992). El sistema CIAF de clasificación fisiográfica del terreno. *Revista CIAF*, 13(1), 55-70.
- Von Bertrab Tamm, A. I. (2010). Conflicto social alrededor de la conservación en la Reserva de la Biósfera de Los Tuxtlas: un análisis de intereses, posturas y consecuencias. *Nueva antropología*, 23(72), 55-80.
- Yaffee, S. L., Phillips, A. F., Frenz, I. C., Hardy, P. W., Maleki, S. M., & B.E, T. (1996). *Ecosystem management in the United States: an assessment of current experience*. Washington, D.C.: Island Press.
- Zacarías-Eslava, Y., & Castillo, R. F. d. (2010). Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la sociedad Botánica de México*(87), 13-28.

## Anexo

### Tablas: información suplementaria

Tabla S1. Agrupación de categorías de uso de suelo y vegetación de las Series INEGI (I a VI) empleadas para la Oaxaca en la delimitación de ecosistemas tipo.

Categorías iniciales	Agrupación de las categorías de las Series INEGI: I, II, III, IV, V y VI (Velázquez <i>et al.</i> , 2002)	Reagrupación de las categorías de la Serie I del INEGI (Mas <i>et al.</i> , 2004; Velázquez <i>et al.</i> , 2016)
Zona urbana	Asentamiento humano	Asentamiento Humano
Bosque mesófilo de montaña	Bosques	Bosque Perennifolio
Bosque de encino		
Bosque de pino-encino		
Bosque de tascate		
Bosque de encino-pino		
Bosque de pino		
Bosque mesófilo de montaña con agricultura nómada		
Bosque de encino con erosión		
Bosque de oyamel		
Cuerpo de agua		
Agricultura de temporal	Cultivos	Cultivos
Agricultura de riego		
Agricultura de temporal con erosión		
Bosque cultivado plantación forestal		
Matorral crasicaule con cardonal	Matorral	Matorral
Chaparral		
Matorral desértico rosetófilo con matorral subinorme		
Matorral desértico rosetófilo con izotal		
Matorral crasicaule y cardonal con erosión		
Matorral crasicaule con crasi-rosulifolios		
Matorral desértico rosetófilo con crasi-rosulifolios		
Chaparral con erosión		

Palmar natural	Palmar	Palmar
Salinas	Sin vegetación/erosión	Sin vegetación/erosión
Desprovisto de vegetación con erosión		
Desprovisto de vegetación		
Vegetación de dunas costeras	Vegetación de dunas costeras	Vegetación de dunas costeras
Pastizal cultivado permanente	Pastizal inducido/cultivado	Pastizal inducido/cultivado
Pastizal inducido		
Pastizal inducido con erosión		
Sabana	Pastizal natural	Pastizal natural
Pastizal halófilo		
Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña	Secundaria arbórea de bosque	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Vegetación secundaria arbórea de bosque mesófilo de montaña con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino		
Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino		
Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino		
Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino		
Vegetación secundaria arbórea de agricultura de temporal	Secundaria arbórea selva perenne	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia	Secundaria arbórea selva caduca	Bosque Caducifolio
Vegetación secundaria arbórea de selva baja caducifolia con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbórea de selva mediana caducifolia		
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia	Secundaria arbórea selva perenne (numeral 12)	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Vegetación secundaria arbórea de selva alta perennifolia con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbórea de selva mediana subcaducifolia	Secundaria arbórea selva subcaduca	Bosque Subcaducifolio
Vegetación secundaria arbórea de selva mediana subcaducifolia con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbórea de selva mediana subcaducifolia con erosión		

Vegetación secundaria arbórea de selva mediana subperennifolia	Secundaria arbórea selva subperenne	Bosque Subperennifolio
Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña	Secundaria arbustiva bosque	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Vegetación arbustiva de bosque de encino		
Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de tascate		
Vegetación arbustiva de bosque de pino		
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de tascate con erosión		
Vegetación arbustiva de bosque de encino-pino		
Vegetación arbustiva de bosque de encino con erosión		
Vegetación arbustiva de bosque de pino-encino		
Vegetación secundaria arbustiva de chaparral		
Vegetación secundaria arbustiva de matorral crasicaule		
Vegetación secundaria arbustiva de matorral crasicaule con erosión		
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia	Secundaria arbustiva selva caduca	Bosque Caducifolio (numeral 11)
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia con erosión		
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia con agricultura nómada		
Vegetación secundaria arbustiva de selva baja espinosa		
Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia con agricultura nómada	Secundaria arbustiva selva perenne	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Vegetación secundaria arbustiva de selva alta perennifolia		
Vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subcaducifolia	Secundaria arbustiva selva subcaduca	Bosque Subcaducifolio (numeral 12)
Vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subcaducifolia con agricultura nómada		

Vegetación secundaria arbustiva de selva baja subcaducifolia		
Vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subperennifolia	Secundaria arbustiva selva subperenne	Bosque Subperennifolio (numeral 13)
Vegetación secundaria herbacea de bosque de pino-encino	Secundaria herbacea bosque	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Selva baja caducifolia	Selva caduca	Bosque Caducifolio (numeral 11)
Selva baja espinosa		
Selva mediana caducifolia		
Selva alta perennifolia	Selva perenne	Bosque Perennifolio (numeral 2)
Selva alta perennifolia con agricultura nomada		
Selva mediana subcaducifolia	Selva subcaduca	Bosque Subcaducifolio (numeral 12)
Selva baja subcaducifolia		
Selva mediana subperennifolia	Selva subperenne	Bosque Subperennifolio (numeral 13)
Tular	Tular	Tular
Vegetación de galería	Los polígonos se unieron al tipo de vegetación más cercano	
Manglar	Manglar	Manglar

Tabla S2. Matrices de cambio de los ecosistemas terrestres evaluados en Oaxaca, México, periodo 1978-2016.

Estado de la vegetación y usos de suelo	Año					
	1978	1993	2002	2007	2011	2016
<b>1) Bosque Perennifolio Templado Húmedo</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	7,559.45	5,386.18	3,156.76	3,107.84	3,128.92	3,098.50
Secundaria (km <sup>2</sup> )	2,492.07	4,519.75	6,359.69	6,450.34	6,422.01	6,559.02
Cultivos (km <sup>2</sup> )	518.23	614.57	866.54	827.79	854.28	815.73
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	129.63	178.87	316.37	313.39	288.70	210.07
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )					1.21	1.21
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		0.01	0.01	0.01	4.25	14.85
Extensión total del polígono (Km <sup>2</sup> )	10,699.37	10,699.37	10,699.37	10,699.37	10,699.37	10,699.37
<b>2) Bosque Perennifolio Tropical Húmedo</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	18,175.19	12,951.10	10,015.47	9,504.97	9,488.49	9,052.15
Secundaria (km <sup>2</sup> )	8,624.50	12,334.30	13,956.07	14,118.77	13,962.46	14,318.79
Cultivos (km <sup>2</sup> )	344.85	911.90	1,289.61	1,204.10	1,250.23	1,422.06
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	490.99	1,326.63	2,259.21	2,692.35	2,792.15	2,662.76
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )					0.23	0.43
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	2.06	103.91	105.89	105.92	108.37	108.55
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		9.77	11.36	11.49	35.69	72.86
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	27,637.60	27,637.61	27,637.61	27,637.61	27,637.61	27,637.61
<b>3) Bosque SubPerennifolio Tropical Húmedo</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	1,322.36	719.56	564.61	516.43	508.18	504.85
Secundaria (km <sup>2</sup> )	674.43	1,183.00	1,325.67	1,288.37	1,244.31	1,223.46
Cultivos (km <sup>2</sup> )	13.80	92.71	106.03	191.61	230.38	249.91
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	48.29	61.69	58.04	59.27	68.02	70.86
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	0.81	1.71	3.19	1.87	2.86	2.86
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )		0.16	0.30	0.30	0.30	0.16
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		0.91	1.53	1.53	5.68	7.65
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	2,059.69	2,059.73	2,059.37	2,059.37	2,059.74	2,059.74
<b>4) Bosque Caducifolio Tropical Húmedo</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	1,512.39	1,007.33	887.88	848.52	848.87	837.34
Secundaria (km <sup>2</sup> )	2,689.22	2,729.60	2,590.04	2,300.44	2,239.14	2,358.24
Cultivos (km <sup>2</sup> )	117.42	325.49	434.86	640.25	658.75	539.02
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	125.45	359.08	508.41	624.00	661.55	664.01
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	1.28	8.84	9.14	10.06	10.24	9.00
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	0.57	1.71	1.71	1.82	1.04	3.19
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )	0.00	14.28	14.28	21.24	26.73	35.51
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	4,446.32	4,446.32	4,446.32	4,446.32	4,446.32	4,446.32

Estado de la vegetación y usos de suelo	Año					
	1978	1993	2002	2007	2011	2016
<b>5) Bosque Caducifolio Tropical Seco</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	9,356.05	6,512.73	5,959.70	5,663.34	5,933.96	5,736.43
Secundaria (km <sup>2</sup> )	2,659.04	4,418.42	4,813.85	4,820.87	4,461.75	4,993.49
Cultivos (km <sup>2</sup> )	355.54	961.26	1,038.20	1,289.74	1,359.33	1,026.17
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )		436.10	507.57	537.25	519.78	495.68
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	3.21	13.68	14.89	16.17	16.08	18.45
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	1.28	10.52	10.54	10.56	11.25	13.81
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )	0.16	22.58	30.54	37.37	73.15	91.26
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	12,375.29	12,375.29	12,375.29	12,375.29	12,375.29	12,375.29
<b>6) Bosque Subcaducifolio Tropical Húmedo</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	683.95	123.61	41.57	34.25	27.63	26.67
Secundaria (km <sup>2</sup> )	1,868.59	2,072.52	1,920.64	1,854.48	1,576.64	1,543.93
Cultivos (km <sup>2</sup> )	11.61	100.35	206.89	165.73	299.50	355.12
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	37.97	297.73	422.29	534.12	678.94	653.56
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	0.48	0.10	0.30	0.66		
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	0.38	4.42	6.41	6.45	6.32	6.32
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		4.26	4.26	7.29	13.95	17.38
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	2,602.98	2,602.98	2,602.34	2,602.98	2,602.98	2,602.98
<b>7) Bosque Subcaducifolio Templado Seco</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	6,105.59	2,720.62	1,116.83	1,049.86	1,072.92	1,011.74
Secundaria (km <sup>2</sup> )	3,731.95	6,791.42	7,896.70	8,138.53	8,089.73	8,874.27
Cultivos (km <sup>2</sup> )	819.60	859.97	957.41	691.35	765.90	690.52
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	735.68	1,017.67	1,418.68	1,509.56	1,460.60	808.87
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )		2.78	2.30	2.27	0.34	0.42
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		0.34	0.89	1.25	3.32	6.99
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	11,392.81	11,392.81	11,392.81	11,392.81	11,392.81	11,392.81
<b>8) Bosque Subcaducifolio Tropical Seco</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	65.57	8.17	3.51	2.10	2.08	2.05
Secundaria (km <sup>2</sup> )	460.62	413.05	349.46	351.15	314.51	291.64
Cultivos (km <sup>2</sup> )	21.07	124.65	189.63	176.39	218.76	238.10
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	8.26	8.86	12.13	20.86	14.92	16.48
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	0.59					
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		1.38	1.38	5.60	5.85	7.85
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	556.11	556.11	556.11	556.11	556.11	556.11
<b>9) Matorral Tropical Seco</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	486.48	406.84	303.78	315.74	320.65	355.74
Secundaria (km <sup>2</sup> )	73.38	62.34	121.36	126.37	124.07	130.14
Cultivos (km <sup>2</sup> )	23.57	79.85	82.04	47.10	45.10	47.77
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	12.22	46.46	88.14	106.00	105.40	61.57

<b>Estado de la vegetación y usos de suelo</b>	<b>Año</b>					
	<b>1978</b>	<b>1993</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2011</b>	<b>2016</b>
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )		0.17	0.34	0.45	0.43	0.43
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )						
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	595.65	595.65	595.65	595.65	595.65	595.65
<b>10) Palmar</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	340.95	235.74	222.11	229.48	224.96	238.86
Secundaria (km <sup>2</sup> )	3.28	49.64	51.23	53.60	55.46	103.67
Cultivos (km <sup>2</sup> )	17.37	39.55	41.77	29.42	27.36	29.57
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	45.57	82.24	92.07	94.67	99.00	32.85
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )		0.00	0.00	0.00		
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )					2.40	2.22
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	407.17	407.17	407.17	407.17	409.17	407.17
<b>11) Manglar</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	339.96	279.18	88.04	84.96	87.54	89.94
Secundaria (km <sup>2</sup> )	1.19	2.74	179.43	182.39	184.48	189.92
Cultivos (km <sup>2</sup> )	6.40	4.97	7.05	7.91	8.06	7.85
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	3.05	7.01	8.15	7.86	7.77	7.21
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	10.02	53.94	64.82	64.44	59.97	52.39
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	0.73	13.52	13.86	13.80	13.38	13.86
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )					0.15	0.19
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	361.35	361.35	361.35	361.35	361.35	361.35
<b>12) Tular</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	13.15	12.66	14.46	14.45	14.27	13.52
Secundaria (km <sup>2</sup> )	0.03	0.05	0.05	0.09	0.10	1.15
Cultivos (km <sup>2</sup> )	0.03	0.07	0.07	0.08	0.11	0.33
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	2.82	3.25	1.45	1.41	1.55	1.03
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )						
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )						
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	16.03	16.03	16.03	16.03	16.03	16.03
<b>13) Vegetación de dunas costeras</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	73.37	63.48	62.33	62.72	57.69	57.28
Secundaria (km <sup>2</sup> )	0.04	1.31	2.77	2.92	2.66	3.89
Cultivos (km <sup>2</sup> )	0.47	5.61	4.97	5.64	10.77	9.85
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	0.95	0.76	0.65	2.21	2.13	2.13
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	2.55	4.20	4.63	1.86	1.87	1.72
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )	0.05	2.06	2.06	2.06	2.03	2.28
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )					0.27	0.27
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	77.42	77.42	77.42	77.42	77.42	77.42
<b>14) Pastizal Natural</b>						

<b>Estado de la vegetación y usos de suelo</b>	<b>Año</b>					
	<b>1978</b>	<b>1993</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2011</b>	<b>2016</b>
Pastizal natural (km <sup>2</sup> )	1223.82	1028.53	959.87	836.79	815.28	835.79
Secundaria (km <sup>2</sup> )						
Cultivos (km <sup>2</sup> )	5.98	56.06	63.29	93.51	130.74	133.90
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	8.77	131.67	193.73	285.75	264.41	233.98
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )	0.98	17.80	17.16	17.22	17.55	16.91
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )		1.57	1.57	1.57	1.55	1.69
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		3.92	3.92	4.71	10.01	17.27
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	1239.55	1239.55	1239.55	1239.55	1239.55	1239.55

Tabla S3. Matrices de cambio de los ecosistemas subglobales tipo (ES) derivados de la regionalización del Bosque Templado Húmedo Perennifolio en Oaxaca, México, periodo 1978-2016.

Estado de la vegetación y usos de suelo	Año					
	1978	1993	2002	2007	2011	2016
<b>1) Montañas y Valles del Centro</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	398.18	257.42	118.84	121.03	121.00	122.82
Secundaria (km <sup>2</sup> )	88.12	229.62	370.28	367.42	362.77	358.53
Cultivos (km <sup>2</sup> )	12.95	12.44	3.68	4.69	9.39	12.30
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	0.60	0.37	7.05	6.70	6.69	6.03
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )						0.17
Extensión total del polígono (Km <sup>2</sup> )	499.85	499.85	499.85	499.85	499.85	499.85
<b>2) Montañas y Valles del Occidente</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	1,935.57	1,411.78	776.26	720.05	732.62	696.33
Secundaria (km <sup>2</sup> )	588.48	1,194.73	1,716.39	1,798.18	1,782.54	1,893.17
Cultivos (km <sup>2</sup> )	303.92	208.02	269.59	233.02	246.11	233.93
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	106.10	119.54	171.83	182.82	171.29	108.89
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )						
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		0.00	0.00	0.00	1.51	1.75
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	2,934.07	2,934.07	2,934.07	2,934.07	2,934.07	2,934.07
<b>3) Sierra Madre de Oaxaca</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	3,713.28	2,841.86	1,921.15	1,919.14	1,927.89	1,941.84
Secundaria (km <sup>2</sup> )	1,143.12	1,893.25	2,633.80	2,647.89	2,645.77	2,660.16
Cultivos (km <sup>2</sup> )	177.27	282.80	429.24	426.16	425.91	410.89
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	14.35	30.11	63.83	54.83	44.51	28.16
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )					1.21	5.75
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )		0.00	0.00	0.00	2.73	1.21
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	5,048.02	5,048.02	5,048.02	5,048.02	5,048.02	5,048.02
<b>4) Sierra Madre de Oaxaca y Chiapas</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	160.39	160.97	102.37	104.38	104.18	102.19
Secundaria (km <sup>2</sup> )	18.57	17.98	76.58	74.58	74.77	76.76
Cultivos (km <sup>2</sup> )						
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )						
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )						
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )						

<b>Estado de la vegetación y usos de suelo</b>	<b>Año</b>					
	<b>1978</b>	<b>1993</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2011</b>	<b>2016</b>
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	178.95	178.95	178.95	178.95	178.95	178.95
<b>5) Sierra Madre del Sur</b>						
Primaria (km <sup>2</sup> )	1,352.215	722.266	244.788	250.137	249.972	247.189
Secundaria (km <sup>2</sup> )	653.603	1176.053	1,555.991	1,555.377	1,549.422	1,558.526
Cultivos (km <sup>2</sup> )	24.084	111.311	164.029	163.921	172.871	158.599
Pastizal inducido/cultivado (km <sup>2</sup> )	8.579	28.850	73.671	69.045	66.202	66.991
Sin vegetación/erosión (km <sup>2</sup> )						
Cuerpo de agua (km <sup>2</sup> )						
Asentamiento humano (km <sup>2</sup> )					0.014	7.175
Extensión total del polígono (km <sup>2</sup> )	2,038.480	2,038.480	2,038.480	2,038.480	2,038.480	2,038.480

## Figuras: información suplementaria

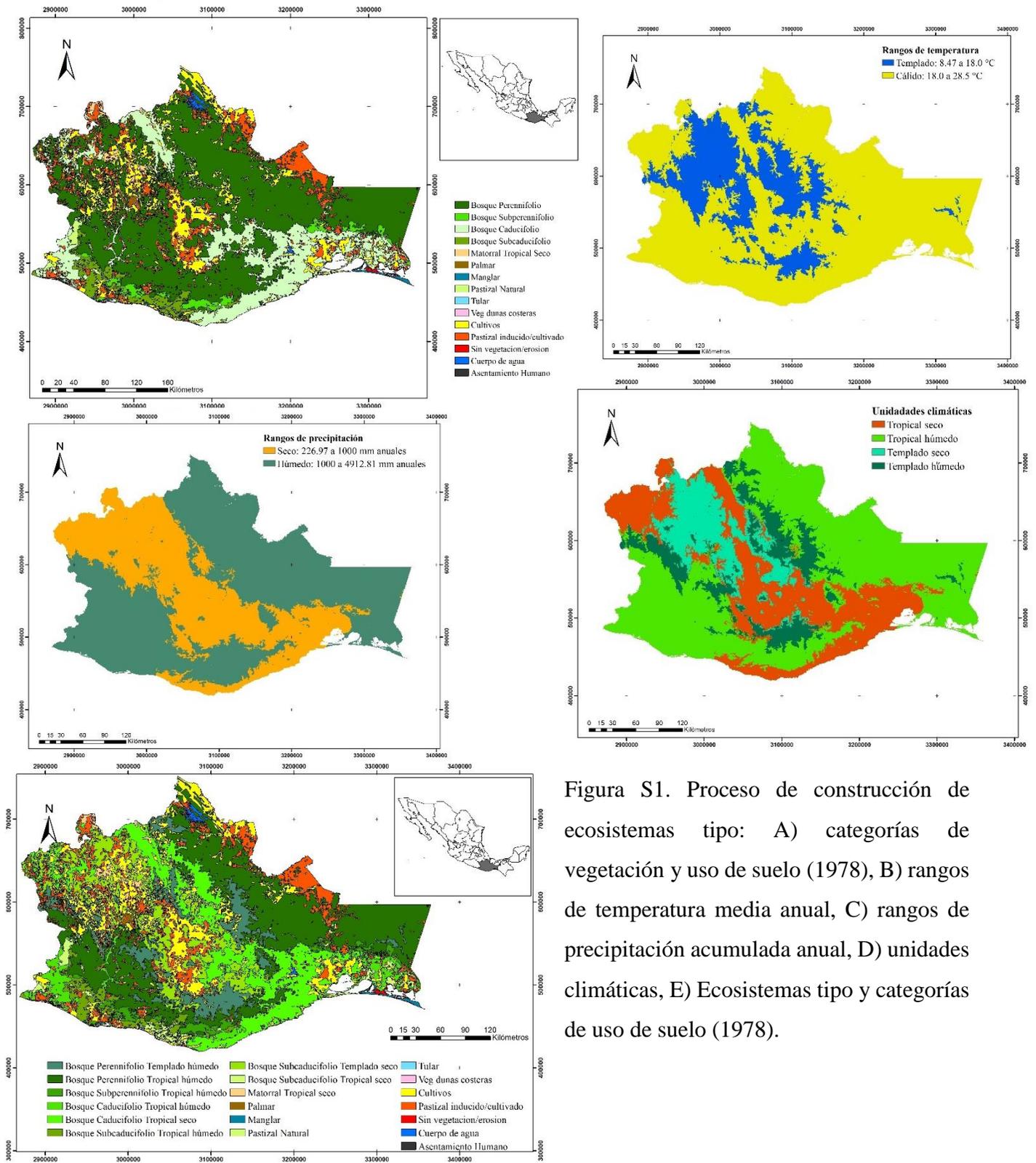


Figura S1. Proceso de construcción de ecosistemas tipo: A) categorías de vegetación y uso de suelo (1978), B) rangos de temperatura media anual, C) rangos de precipitación acumulada anual, D) unidades climáticas, E) Ecosistemas tipo y categorías de uso de suelo (1978).

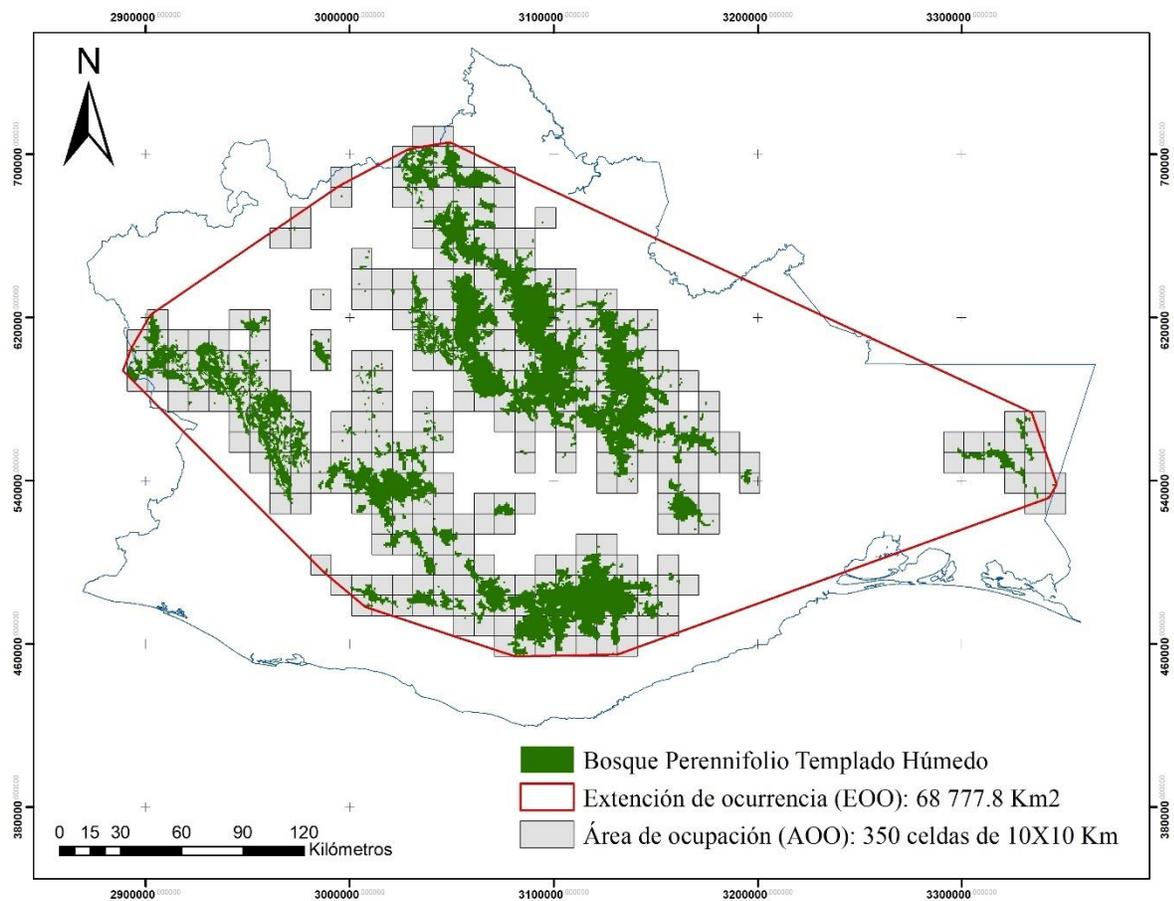


Figura S2. Evaluación del Bosque Perennifolio Templado Húmedo en Oaxaca, México, bajo el Criterio B de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN.

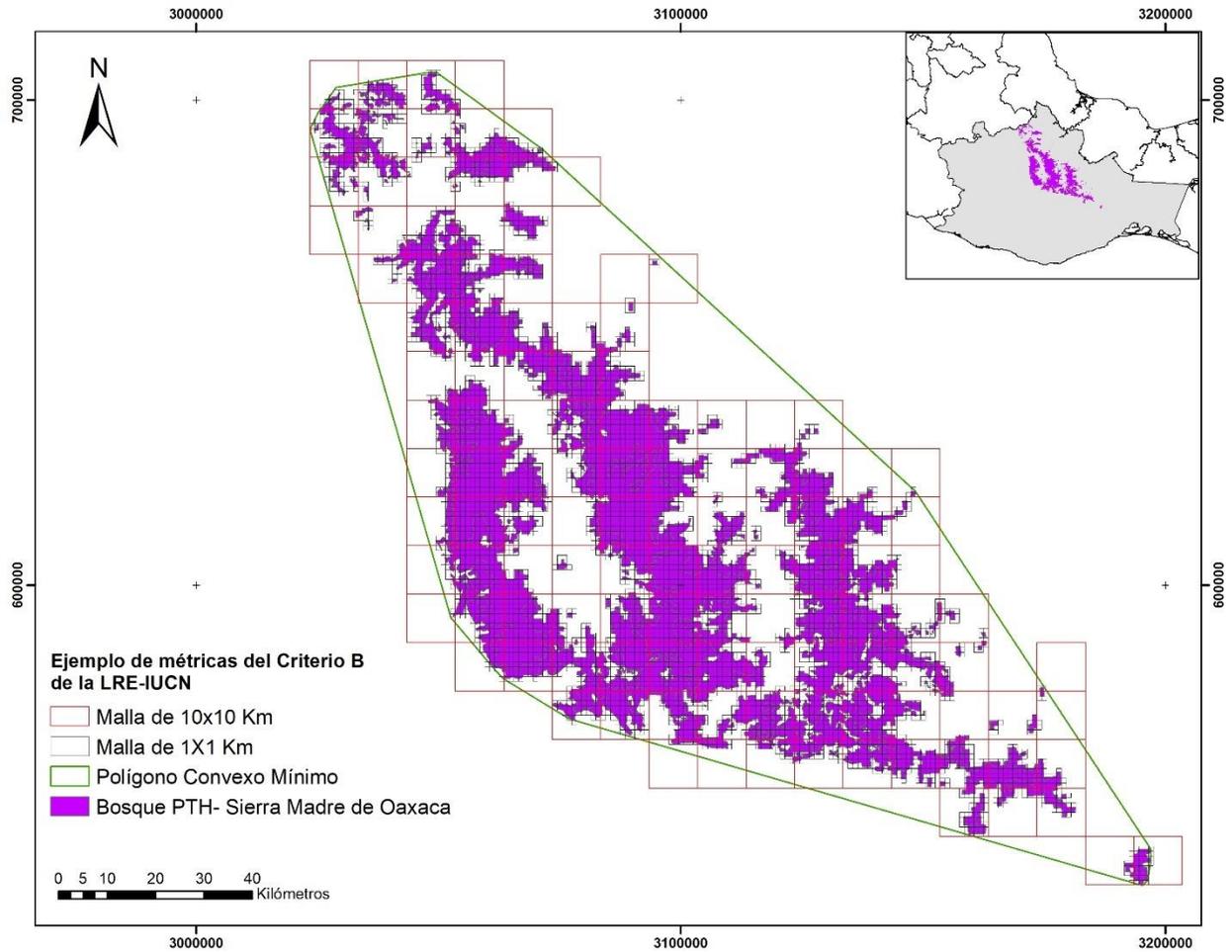


Figura S3. Evaluación de los Ecosistemas Subglobales del Bosque Perennifolio Templado Húmedo en Oaxaca, México, bajo el Criterio B de la Lista Roja de Ecosistemas de la IUCN.