



Análisis de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre en México

Analysis of the Management Units for the Conservation of
Wildlife in Mexico

Giovani González Camacho¹

Resumen

El gobierno mexicano creó la figura de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) con el fin de proteger y aprovechar de manera sustentable las especies mexicanas. Su funcionamiento se ha evaluado históricamente con indicadores meramente administrativos. El objetivo de esta investigación es analizar el tipo de manejo que promueven dichas unidades a nivel nacional y el impacto que generan en la conservación biológica. Para ello, se utilizaron dos enfoques: uno diacrónico para analizar mediante tendencias y mapas coropléticos el desarrollo histórico de las UMA de 1999 a 2021, y otro sincrónico a través del cual se generaron índices de manejo y de conservación biológica para analizar las UMA durante el 2018. Los resultados muestran una tendencia decreciente del número de UMA y las superficies incorporadas. Los índices indican que las UMA que más se promueven son las que aplican un manejo dirigido a estabilizar las poblaciones de vida silvestre para obtener cosechas sostenidas. Las UMA a nivel nacional presentan las siguientes problemáticas: 1) cubren muy poca superficie forestal de cada entidad, 2) se han centrado en el manejo de un grupo reducido de especies, 3) el manejo de especies con alguna categoría de riesgo es limitado, y 4) existen unidades que están promoviendo la introducción de especies exóticas.

Palabras clave: biodiversidad; especies; fauna silvestre; flora; UMA.

¹ Doctor en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales por la Universidad Autónoma del Estado de México. Profesor-investigador en la Universidad Autónoma del Estado de México. Líneas de interés: manejo de recursos naturales en ecosistemas forestales. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3479-8973>
Correo electrónico: ggonzalezc@uaemex.mx



Abstract

The Mexican government created the Management Units for the Conservation of Wildlife (UMA, by its initials in Spanish) figure to protect and sustainably use Mexican species. The operation of the UMA has historically been evaluated with purely administrative indicators. This research objective is to analyze the management type these units promote at the national level and the impact they generate on biological conservation. To this end, two approaches are used: a diachronic one to analyze the historical development of the UMA from 1999 to 2021 through trends and choropleth maps, and another synchronous one generating management and biological conservation indices to analyze the UMA during 2018. The results show a decreasing trend in the number of UMA and the incorporated surfaces. The indices indicate that the UMA most promoted are those that apply management aimed at stabilizing wildlife populations to obtain sustained harvests. The UMA at the national level present the following problems: 1) they cover very little forest area of each entity, 2) they have focused on the management of a reduced group of species, 3) the management of species with some risk category is limited, and 4) some units are promoting the introduction of exotic species.

Keywords: biodiversity; flora; species; UMA; wildlife.

Introducción

La pérdida de biodiversidad es un problema que se ha acrecentado en los últimos años. Según datos de la IUCN (2024), alrededor del mundo existe un total de 44 000 especies en peligro de extinción, lo que equivale al 28 % de las especies hasta ahora conocidas. Para dar respuesta a este problema, se han implementado diversas estrategias de conservación biológica a nivel internacional, las cuales varían de un país a otro dependiendo de aspectos como los objetivos de conservación, el tipo de intervención, las consideraciones morales, los valores ambientales y la relación humano-naturaleza (Wienhues *et al.*, 2023). Sin embargo, Cooke *et al.* (2023) señalan que, en la actualidad, los recursos asignados para la preservación de las especies son limitados y la pérdida de biodiversidad sigue en aumento, por lo que se requiere ser más eficientes en el diseño y la implementación de estrategias de conservación, las cuales deben partir de modelos mecanicistas que consideren cómo funcionan los ecosistemas, cuáles son sus elementos principales y cómo se relacionan entre sí.

A nivel mundial, las estrategias de conservación se han dividido en dos grandes grupos: *in situ* y *ex situ*; las primeras buscan conservar la diversidad biológica en sus ecosistemas nativos, mientras que las segundas tienen como fin preservar la biodiversidad fuera de su hábitat natural. En el



caso de las estrategias *ex situ* se ha dado prioridad al cuidado y manejo exitoso de las especies en cautiverio, mientras que, en el caso de las *in situ* se ha dado mayor importancia a la protección y restauración del hábitat (Moloney *et al.*, 2023). Li *et al.* (2024) sugieren que las estrategias de conservación *ex situ* son buenas para preservar la diversidad de especies; sin embargo, deben considerar trabajar con poblaciones grandes para garantizar también la conservación de la diversidad genética.

Uno de los 12 países megadiversos del mundo es México, ya que tiene el segundo lugar en diversidad de reptiles, el tercer lugar en mamíferos y el quinto lugar en anfibios y plantas vasculares a nivel mundial (CONABIO, 2020a). La biodiversidad es uno de los recursos naturales renovables más importantes de México, no obstante, un manejo inadecuado de esta puede causar su sobreexplotación. Actividades como la agricultura extensiva, la ganadería extensiva, el crecimiento de las zonas urbanas, la construcción de infraestructura y la introducción de especies invasoras, han propiciado que más de 2 600 especies mexicanas se encuentren bajo alguna categoría de riesgo (SEMARNAT, 2010; SEMARNAT, 2019).

En México, los esfuerzos de conservación *in situ* se han centrado en el establecimiento de áreas naturales protegidas, el ordenamiento ecológico del territorio y los programas de pago por servicios ambientales; por su parte, las estrategias de conservación *ex situ* se han dirigido al establecimiento de jardines botánicos, zoológicos, acuarios, criaderos, bancos de semillas, entre otros; sin embargo, existen dificultades que han obstaculizado el éxito de estas estrategias como vacíos en la legislación, recursos e infraestructura insuficientes, mecanismos de monitoreo y evaluación escasos y la falta de apropiación de las estrategias por parte de los involucrados (Lascuráin *et al.*, 2009; Pisanty *et al.*, 2016). List *et al.* (2017) mencionan que uno de los principales retos que tiene la conservación biológica en México radica en que las superficies de áreas conservadas cada vez son menores, por lo tanto, se deben vislumbrar estrategias que permitan conservar las especies tanto en ambientes naturales como en ambientes perturbados.

En 1997, se crearon las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) (CONABIO, 2020b), con el objetivo de promover la conservación del hábitat natural y las especies silvestres (vegetales o animales) que lo habitan (SEMARNAT, 2000). Las UMA se clasifican en dos tipos: las intensivas, en las que el manejo de las especies de fauna se lleva a cabo en cautiverio y las de flora en viveros, y las de en vida libre o extensivas, donde las especies se encuentran sin restricciones en su hábitat natural (SEMARNAT, 2008). Este esquema de administración se desarrolló para buscar conservar la biodiversidad del país a través del uso sustentable de las especies silvestres y promover el desarrollo socioeconómico de las personas poseedoras de los terrenos (SEMARNAT, 2018a).

Las UMA han sido objeto de múltiples estudios y evaluaciones que se han enfocado principalmente en aspectos como entidades federativas



beneficiadas, municipios atendidos, localidades favorecidas, superficie beneficiada, proyectos registrados, población beneficiada y empleos generados (CONEVAL, 2017). Asimismo, se han analizado aspectos como su tipo de manejo y su nivel de conservación biológica (Gallina *et al.*, 2009; Retana *et al.*, 2011; Villarreal *et al.*, 2011; Escalante y Martínez, 2013; Chávez, 2014; Juárez *et al.*, 2015; Mandujano, 2016; Miranda y González, 2018; Contreras, 2021). Sin embargo, estos atributos no han sido estudiados desde un enfoque nacional.

Hernández *et al.* (2018a) señalan que el manejo de la vida silvestre puede perseguir cuatro objetivos: 1) mantener, que comprende aquellas actividades que buscan conservar las poblaciones, 2) aumentar, que incluye actividades encaminadas a incrementar las poblaciones, 3) estabilizar, que persigue el aprovechamiento sustentable de las poblaciones, y 4) disminuir, que comprende actividades de control de las poblaciones.

Por su parte, Trombulak *et al.* (2004) mencionan que la meta de la conservación biológica es mantener la diversidad biológica y la integridad ecológica del hábitat. En este sentido, Montenegro (2009) establece que, para lograr la conservación biológica, es necesario analizar las tres principales causas que propician la pérdida de biodiversidad: 1) la pérdida del hábitat, 2) la fragmentación (reducción de las poblaciones), y 3) la introducción de especies exóticas.

Esto lleva a la pregunta de investigación: ¿Cuál es el tipo de manejo que están promoviendo las UMA en México y qué nivel de conservación biológica están generando? Por lo tanto, los objetivos de la presente investigación fueron: 1) analizar mediante un enfoque diacrónico características de las UMA, 2) analizar mediante un enfoque sincrónico el tipo de manejo y nivel de conservación biológica de las UMA, y 3) analizar la relación que existe entre los índices de manejo y conservación biológica y los indicadores actuales de las UMA. Es importante mencionar que las UMA analizadas consideran las unidades tanto de flora como de fauna silvestre.

Materiales y métodos

La presente investigación utilizó dos enfoques: uno diacrónico y otro sincrónico. El enfoque diacrónico se seleccionó porque permite identificar la evolución que han tenido las UMA en los últimos años, mientras que el enfoque sincrónico se utilizó para analizar las características de las UMA en un periodo específico.

Para el enfoque diacrónico se eligió el periodo de 1999 a 2021, debido a la disponibilidad de información en el Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SEMARNAT, 2021). De ese lapso se estudiaron variables como el número de UMA registradas, la superficie incorporada y el tipo de propiedad. Se utilizó el programa Excel (© Microsoft) para analizar las tendencias con la técnica de regresión lineal (ajuste lineal),



la cual permitió observar de una forma más clara el aumento o disminución progresiva de los datos. Además, en el mismo programa se elaboraron mapas coropléticos, en los cuales el color se vuelve más oscuro según aumenta el número de datos. Estos mapas temáticos son útiles para visualizar las entidades de la república mexicana con mayor concentración de registros y superficies incorporadas a las UMA, lo que muestra el nivel de variabilidad espacial de los datos.

Posteriormente, el tipo de manejo y el nivel de conservación biológica se analizó con un enfoque sincrónico, en el cual se estudiaron las UMA intensivas y en vida libre registradas únicamente en el año 2018. El motivo por el que se seleccionó este año fue porque se trataba del único que tenía datos disponibles sobre las especies incluidas en los planes de manejo. El tipo de manejo en las UMA se determinó con base en los objetivos establecidos por Hernández *et al.* (2018a) y a partir de ellos se desarrollaron cuatro índices de manejo utilizando el número de trámites solicitados ante SEMARNAT (2018b) en materia de vida silvestre: Índice de Manejo para Mantener la Biodiversidad, Índice de Manejo para Aumentar la Biodiversidad, Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad e Índice de Manejo para Disminuir la Biodiversidad (para los cálculos, ver Anexos).

La conservación biológica de las UMA implicó el diseño del Índice de Conservación Biológica (para el cálculo, ver Anexos). Este se realizó con base en los criterios propuestos por Trombulak *et al.* (2004) y Montenegro (2009) y con la información contenida en el Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales de la SEMARNAT (2021), en la NOM-059-SEMARNAT (SEMARNAT, 2010) y en el Anuario Estadístico Forestal (CONAFOR, 2020). Tomando en cuenta que la NOM-059-SEMARNAT considera un total de ocho grupos biológicos (anfibios, aves, hongos, invertebrados, mamíferos, peces, plantas y reptiles), a cada grupo biológico incluido en los planes de manejo de cada entidad se le asignó el valor de 1 punto, con un máximo total a alcanzar de 8 puntos (SEMARNAT, 2010).

A partir de la información, se obtuvo el Índice de Grupos Biológicos (para el cálculo, ver Anexos). El Índice de Especies Exóticas, al ser un factor negativo para la biodiversidad, se consideró como una sustracción dentro del Índice de Conservación Biológica (para el cálculo, ver Anexos). El Índice de Nivel de Riesgo (para el cálculo, ver Anexos) consideró establecer una puntuación con base en las especies registradas de acuerdo con su categoría de riesgo en la NOM 059- SEMARNAT, y se asignaron 4 puntos para la especie probablemente extinta en el medio silvestre, 3 puntos para la especie en peligro de extinción, 2 puntos para la especie amenazada y 1 punto para la especie sujeta a protección especial, para lograr un máximo de 10 puntos (SEMARNAT, 2010).

Por último, en el programa Excel, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los índices propuestos (Índices de Manejo e Índices de Conservación Biológica) y los indicadores utilizados actualmente para medir



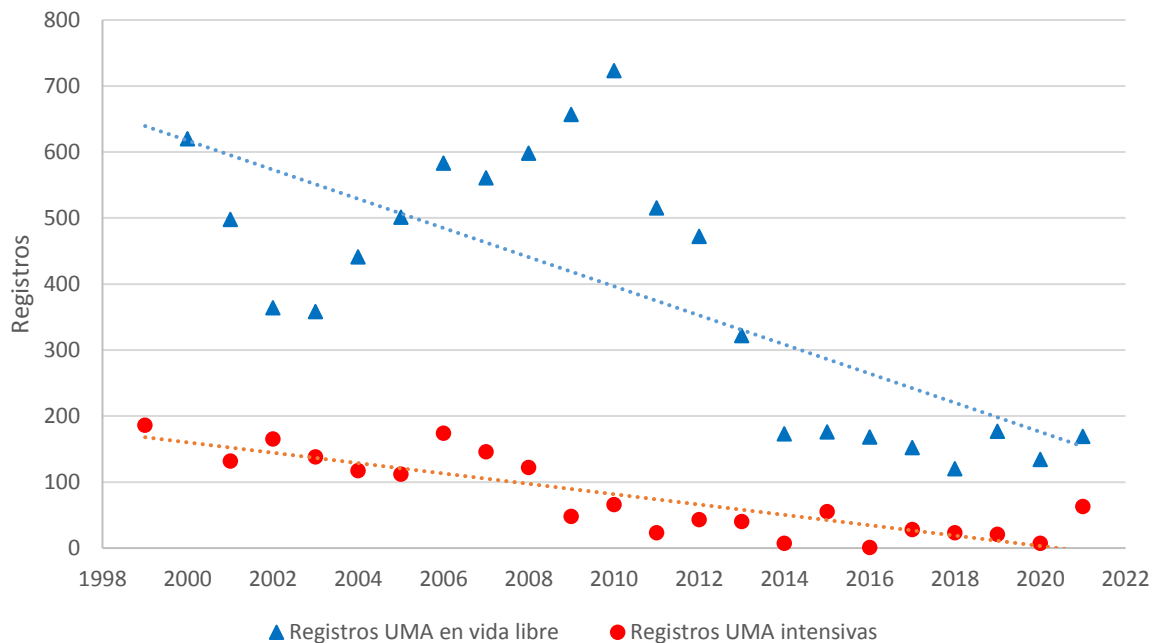
el éxito de las UMA (número de registros y superficie registrada), considerando los datos de 2018. Se eligió este análisis porque los datos mostraron una distribución normal y presentaban variables homogéneas, y se consideró un nivel de confianza de 95 % ($\alpha = 0.05$).

Resultados

Análisis diacrónico de las UMA en México

Los resultados del análisis diacrónico del periodo 1999 a 2021 se presentan en la Figura 1. Se observa una tendencia descendente del número de registros de las UMA tanto intensivas como en vida libre, aunque las intensivas registran el coeficiente de determinación más alto. Históricamente, el número de registros de las UMA en vida libre ha sido mayor; sin embargo, la tendencia muestra un descenso más abrupto que el de las UMA intensivas, lo que sugiere que es probable que, en los próximos años, el proceso de registros se invierta y las UMA intensivas tengan un número mayor. El promedio de registros de las UMA en vida libre por entidad durante todo el periodo fue de 330, mientras que el de las UMA intensivas fue de 85.

Figura 1. Análisis del número de registros en el periodo 1999-2021 y tendencias ilustradas mediante ajuste lineal

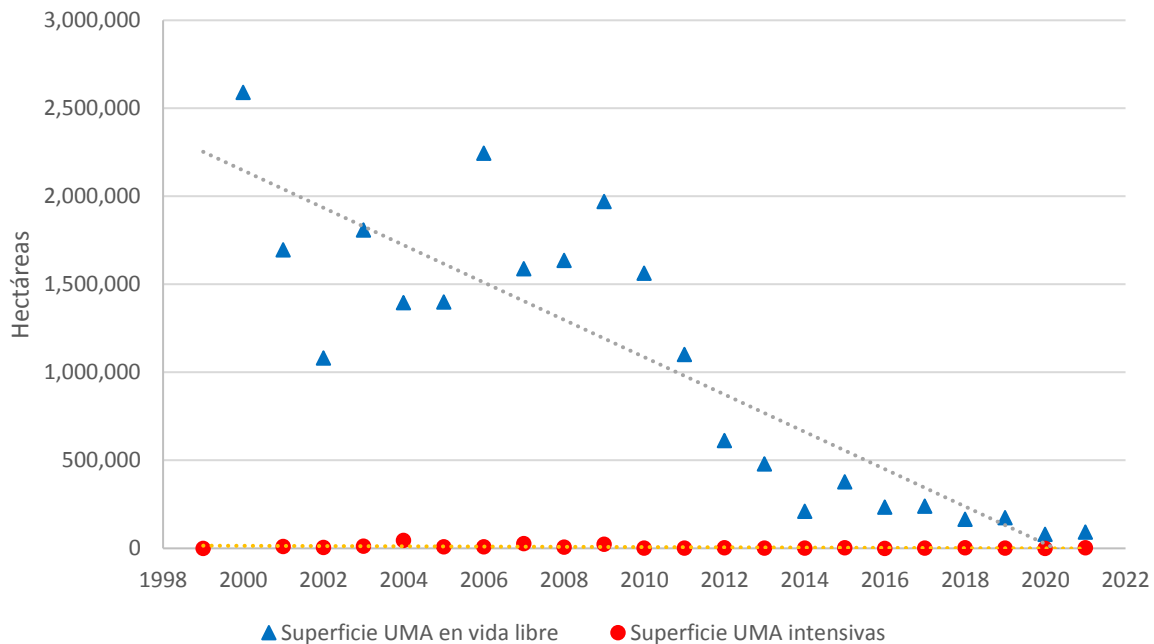


Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)



Como se observa en la Figura 2, por un lado, la tendencia de las superficies incorporadas a las UMA es similar a la de los registros, con una disposición a la baja; por otro lado, la tendencia de la superficie de las UMA en vida libre muestra una pendiente descendente más pronunciada que la tendencia de las UMA intensivas. En cuanto al promedio nacional de incorporación de superficie, se obtuvo una media de 48 050 ha de las UMA en vida libre anuales y un promedio de 580 ha de las UMA intensivas al año.

Figura 2. Análisis de la superficie en el periodo 1999-2021 y tendencias ilustradas mediante ajuste lineal

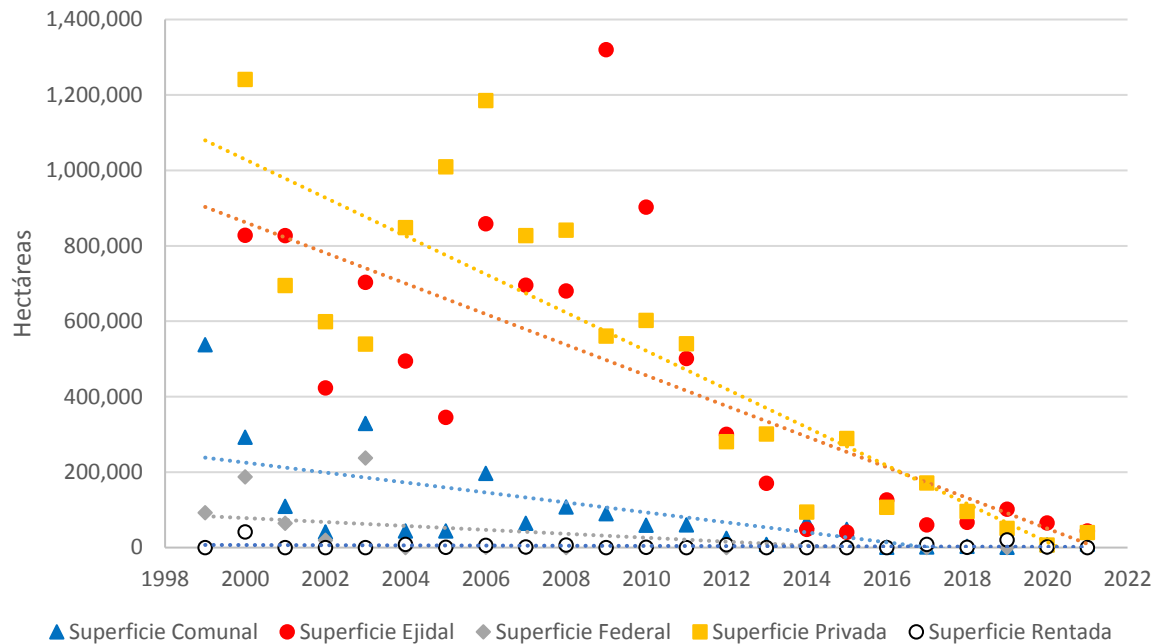


Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)

Históricamente, el tipo de propiedad que más superficie ha incorporado a las UMA es la privada y la ejidal. Estos tipos de propiedad muestran una tendencia descendente más pronunciada que la propiedad comunal, federal y rentada (Figura 3).



Figura 3. Análisis del tipo de propiedad en el periodo 1999-2021 y tendencias ilustradas mediante ajuste lineal

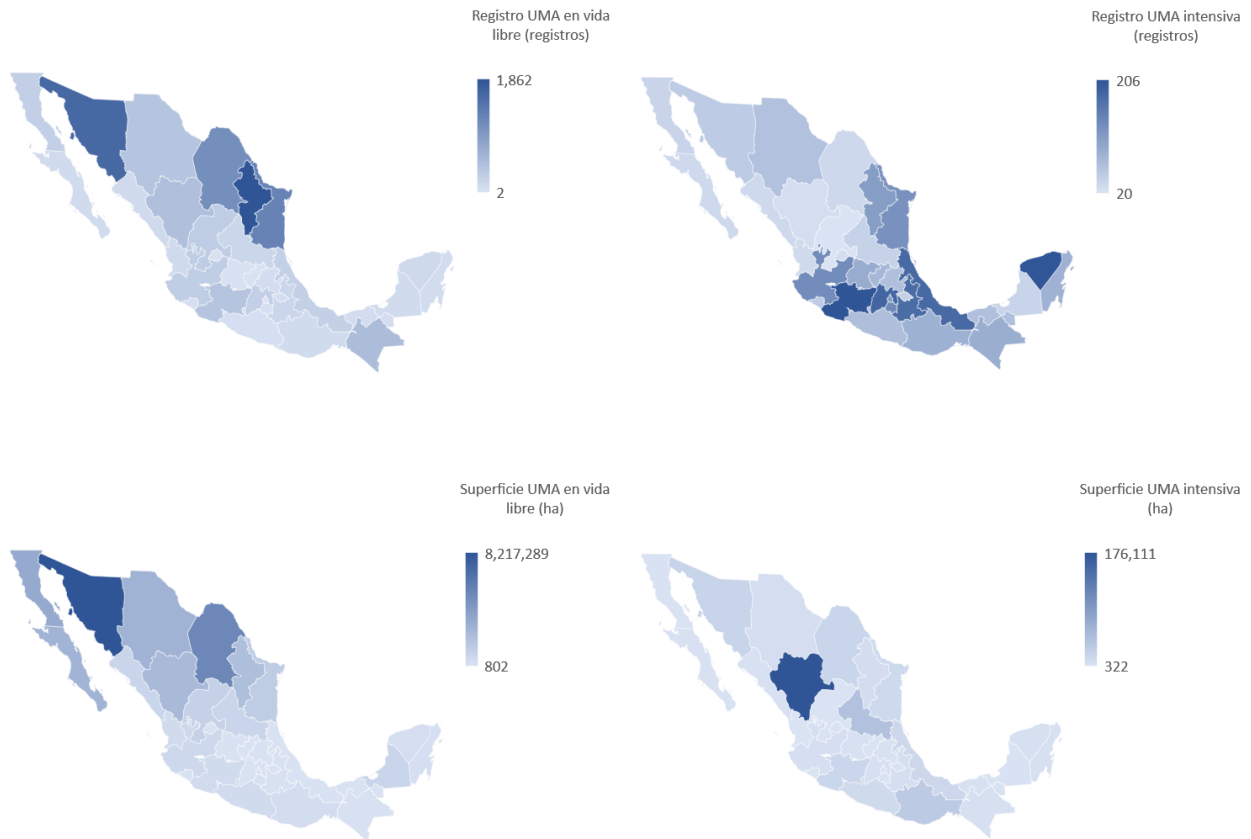


Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)

En la Figura 4, se observa que existe una regionalización nacional histórica con respecto al tipo de las UMA establecidas. En México, la mayor parte de los registros de las UMA en vida libre se localiza en los estados del norte del país (Nuevo León es el que más registros tiene) y los de las UMA intensivas se encuentran en los estados del centro del país (Michoacán es el que más registros tiene). La superficie de las UMA en vida libre se concentra en los estados del norte del país (Sonora es el que más superficie alberga); por el contrario, las entidades del centro y sur de México cuentan con muy poca superficie de UMA en vida libre, debido a que en estas regiones predomina el minifundio. En cuanto a la superficie de UMA intensivas, la mayor parte de la superficie se ubica en Durango. El promedio de superficie por entidad de las UMA en vida libre fue de 1 100 636 ha por estado, mientras que las UMA intensivas cubrieron un promedio de 12 674 ha por entidad.



Figura 4. Análisis de la distribución espacial de los registros y superficies en el periodo 1999-2021



Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021). Con tecnología de Bing

Análisis del tipo de manejo en las UMA

Los resultados del análisis sincrónico (Cuadro 1) muestran los tipos de manejo que predominaron en las UMA de México en 2018. El manejo dirigido a estabilizar las poblaciones de fauna silvestre a través del aprovechamiento sustentable es el que más se promueve a nivel nacional; después, en menor medida, está el manejo para mantener las poblaciones (conservación); en tercer lugar, se encuentra el manejo dirigido a disminuir fauna y flora nociva, y, finalmente, el tipo de manejo menos común en las UMA es el de aumentar las poblaciones de vida silvestre. En relación con el manejo orientado a estabilizar (aprovechamiento), Tamaulipas obtuvo el mayor valor. En el manejo para aumentar las poblaciones de vida silvestre, Sinaloa resultó con mayor valor. El valor más alto en el tipo de manejo para mantener los niveles de fauna y flora silvestre se reportó en Quintana Roo y Veracruz.



Finalmente, Chihuahua realizó más acciones enfocadas a disminuir las poblaciones de fauna y flora nociva.

Cuadro 1. Tipos de manejo de las UMA representados mediante índices, por entidad federativa

Entidad federativa	Índice de Manejo para Mantener la Biodiversidad (IMMB)	Índice de Manejo para Aumentar la Biodiversidad (IMAB)	Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad (IMEB)	Índice de Manejo para Disminuir la Biodiversidad (IMDB)
Aguascalientes	36.364	0	63.636	0
Baja California	2.273	0	90.909	6.818
Baja California Sur	3.937	0	93.701	2.362
Campeche	5.882	0	79.412	14.706
Coahuila	0.605	0	97.126	2.269
Colima	33.333	0	63.636	3.03
Chiapas	1.504	0	97.744	0.752
Chihuahua	0	0	80	20
Ciudad de México	9.652	0.449	87.767	2.132
Durango	9.474	0	89.474	1.053
Guanajuato	25.397	0	71.429	3.175
Guerrero	15.068	0	83.562	1.37
Hidalgo	25	0	72.222	2.778
Jalisco	15.859	0	80.176	3.965
México	60	0	37.778	2.222
Michoacán	13.592	0	85.437	0.971
Morelos	10	0	80	10
Nayarit	8.14	0	88.953	2.907
Nuevo León	0	0	0	0
Oaxaca	6.897	0	87.931	5.172
Puebla	32.292	0	67.708	0
Querétaro	44	0	54.667	1.333
Quintana Roo	10	0	84.783	5.217
San Luis Potosí	100	0	0	0
Sinaloa	16	2	68	14
Sonora	0.222	1.331	98.447	0
Tabasco	12.857	0	85.714	1.429
Tamaulipas	0.247	0	99.753	0
Tlaxcala	33.333	0	66.667	0
Veracruz	100	0	0	0
Yucatán	38.4	0	59.2	2.4
Zacatecas	19.048	0	80.952	0
Promedio nacional	21.543	0.118	71.775	3.439

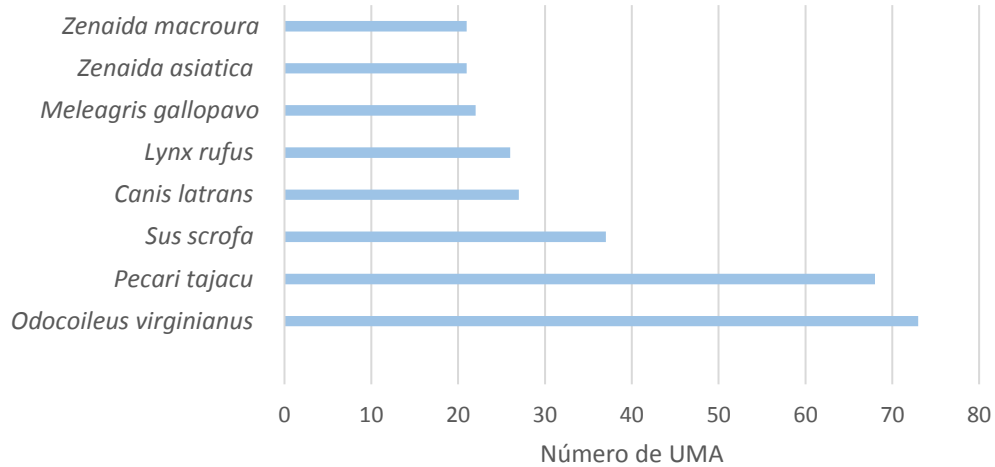
Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2018b)

Análisis de la conservación biológica en las UMA

Durante el análisis realizado a las bases de datos del año 2018, se identificaron un total de 143 UMA registradas. Las principales especies que se manejaron en las UMA de México fueron, en primer lugar, *Odocoileus virginianus*; en segundo lugar, *Pecari tajacu* (ambas especies nativas), y, en tercer lugar, *Sus scrofa* (especie exótica) (Figura 5).



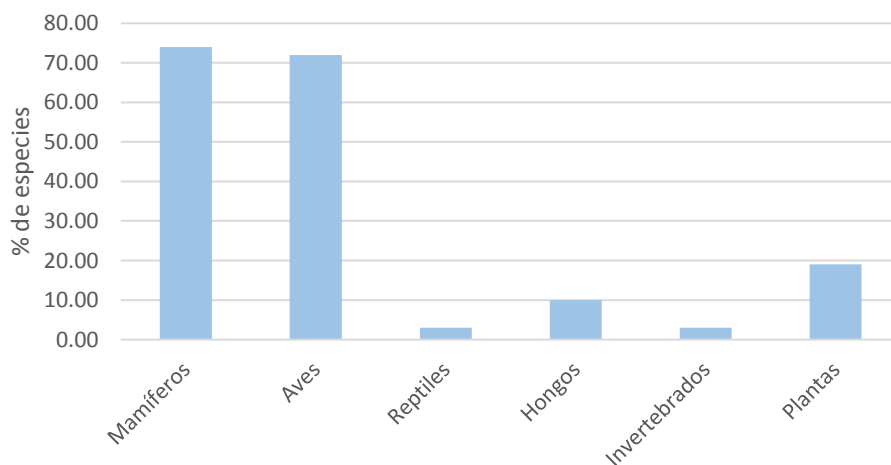
Figura 5. Principales especies registradas en las UMA en 2018



Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)

En los grupos biológicos (Figura 6), el mayor porcentaje de las especies manejadas en las UMA en México es de los mamíferos y, en segundo lugar, el grupo de las aves. Por el contrario, los grupos de peces y anfibios no cuentan con ningún registro.

Figura 6. Grupos biológicos en las UMA registradas en 2018

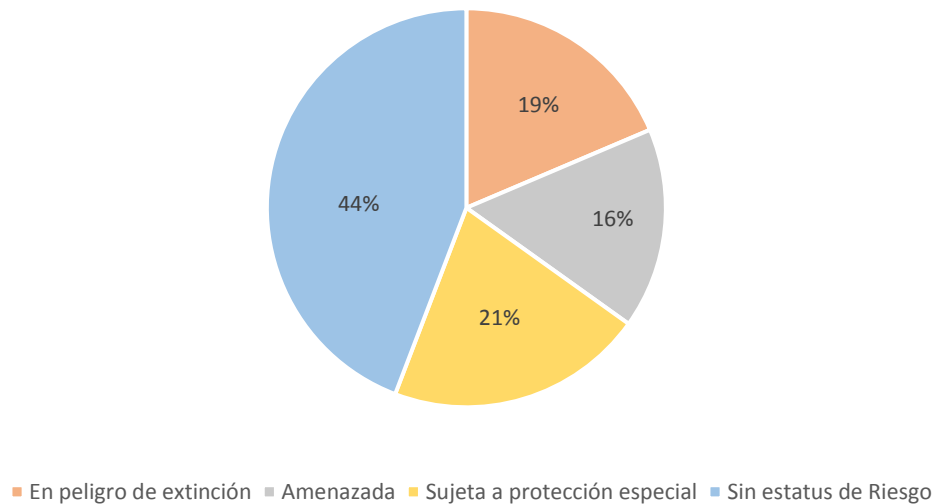


Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)



En lo concerniente a la categoría de riesgo, en la Figura 7 se muestra que el 56 % de las especies que se manejan en las UMA se encuentran registradas en la NOM-059-SEMARNAT; sin embargo, la mayoría se ubica en la categoría sujeta a protección especial.

Figura 7. Especies con categoría de riesgo en las UMA registradas en 2018



Fuente: elaboración propia con base en SEMARNAT (2021)

En el Cuadro 2 se muestran los resultados del Índice de Conservación Biológica en las UMA. Los estados de Chihuahua y Veracruz obtuvieron la mayor puntuación. Al analizar de forma específica el Índice de Protección del Hábitat, se observa que Aguascalientes fue el estado que protegió la mayor extensión de su superficie forestal total; respecto al Índice de Diversidad Biológica, Tamaulipas manejó el mayor número de especies; en cuanto al Índice de Grupos Biológicos, Hidalgo fue el que incluyó un mayor número de grupos en sus planes de manejo; en relación con el Índice de Especies en Riesgo, Veracruz registró un mayor número de especies incluidas en la NOM-059-SEMARNAT; sobre el Índice de Nivel de Riesgo, Chihuahua obtuvo los valores más altos al ser la entidad que incluyó más categorías de riesgo de la NOM-059-SEMARNAT en sus planes, y, finalmente, referente al Índice de Especies Exóticas, Tamaulipas ha introducido más especies exóticas en sus UMA (Cuadro 2).



Cuadro 2. Índices que conforman el Índice de Conservación Biológica de las UMA, por entidad federativa

Entidad federativa	Índice de Protección de Hábitat (IPH)	Índice de Diversidad Biológica (IDB)	Índice de Grupos Biológicos (IGB)	Índice de Especies en Riesgo (IER)	Índice de Nivel de Riesgo (INR)	Índice de Especies Exóticas (IEE)	Índice de Conservación Biológica (ICB)
Aguascalientes	1.210	3.226	25.000	0.000	0.000	0.000	5.887
Baja California	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Baja California Sur	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Campeche	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Coahuila	0.088	13.978	25.000	5.405	40.000	25.000	11.894
Colima	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Chiapas	0.005	2.151	25.000	5.405	30.000	0.000	12.512
Chihuahua	0.084	11.828	37.500	18.919	60.000	0.000	25.666
Ciudad de México	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Durango	0.158	24.731	25.000	8.108	30.000	14.000	14.800
Guanajuato	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Guerrero	0.022	2.151	12.500	5.405	30.000	0.000	10.016
Hidalgo	0.025	17.204	50.000	8.108	10.000	0.000	17.067
Jalisco	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
México	0.248	2.151	25.000	2.703	20.000	0.000	10.020
Michoacán	0.075	4.301	37.500	0.000	0.000	0.000	8.375
Morelos	0.395	1.075	12.500	0.000	0.000	0.000	2.794
Nayarit	0.956	5.376	25.000	0.000	0.000	0.000	6.267
Nuevo León	0.681	15.054	25.000	0.000	0.000	75.000	-6.853
Oaxaca	0.002	1.075	12.500	2.703	10.000	0.000	5.256
Puebla	0.042	3.226	12.500	8.108	40.000	0.000	12.775
Querétaro	0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002
Quintana Roo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
San Luis Potosí	0.011	4.301	25.000	0.000	0.000	0.000	5.862
Sinaloa	0.895	6.452	25.000	0.000	0.000	0.000	6.469
Sonora	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
Tabasco	0.610	5.376	12.500	10.811	60.000	0.000	17.859
Tamaulipas	0.243	36.559	37.500	21.622	60.000	100.000	11.185
Tlaxcala	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
Veracruz	0.030	12.903	25.000	24.324	60.000	0.000	24.452
Yucatán	0.000	10.753	25.000	2.703	20.000	0.000	11.691
Zacatecas	0.317	10.753	25.000	0.000	0.000	0.000	7.214
Promedio nacional	0.191	6.082	16.406	3.885	14.688	6.688	6.913

Fuente: elaboración propia con base en CONAFOR (2020), SEMARNAT (2010) y SEMARNAT (2021)

Relación entre indicadores propuestos y actuales

En el Cuadro 3 se presentan los resultados del análisis de correlación de Pearson, en el cual se compararon los índices propuestos (Índices de Manejo e Índices de Conservación Biológica) con los indicadores utilizados actualmente para medir el éxito de las UMA (número de registros y superficie beneficiada). Los resultados indican que las UMA que más impacto han tenido en el manejo y conservación de la vida silvestre son las de vida libre, ya que tanto los registros como la superficie beneficiada de este tipo de unidades muestran la correlación más alta con los indicadores propuestos.



Cuadro 3. Análisis de la relación entre indicadores propuestos y actuales

		Indicadores actuales			
		Registro UMA en vida libre	Superficie UMA en vida libre	Registro UMA intensiva	Superficie UMA intensiva
Índices de Manejo	Índice de Manejo para Mantener la Biodiversidad	-0.1217	-0.2930	-0.0828	-0.1972
	Índice de Manejo para Aumentar la Biodiversidad	-0.1201	0.3419	-0.0771	0.1272
	Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad	-0.4129*	-0.0855	-0.3365	-0.3978*
	Índice de Manejo para disminuir la biodiversidad	-0.262	0.256	-0.225	-0.171
Índices de Conservación Biológica	Índice de Protección de Hábitat	0.2964	0.5970*	0.1163	0.1163
	Índice de Diversidad Biológica	0.5246*	0.4875*	0.1559	0.1383
	Índice de Grupos Biológicos	0.4023*	0.4484*	0.1189	0.0314
	Índice de Especies en Riesgo	0.2279	0.1074	-0.1061	-0.1399
	Índice de Nivel de Riesgo	0.2210	0.1121	-0.0412	-0.1616
	Índice de Especies Exóticas	0.7261*	0.4129*	0.3311	0.5189*
	Índice de Conservación Biológica	0.0149	0.1240	-0.1513	-0.3676*

Fuente: elaboración propia con base en CONAFOR (2020), SEMARNAT (2010), SEMARNAT (2018b) y SEMARNAT (2021). *Correlaciones significativas con un nivel de confianza de 95 %

Las correlaciones positivas estadísticamente significativas más altas se obtuvieron, en primer lugar, entre el registro de las UMA en vida libre y el Índice de Especies Exóticas; en segundo lugar, entre la superficie de las UMA en vida libre y el Índice de Protección de Hábitat, y, en tercer lugar, entre el registro de las UMA en vida libre y el Índice de Diversidad Biológica. Las correlaciones negativas estadísticamente significativas se obtuvieron entre el registro de las UMA en vida libre y el Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad; en segundo lugar, entre la superficie de las UMA intensivas y el Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad, y, en tercer lugar, entre la superficie de las UMA intensivas y el Índice de Conservación Biológica.

La correlación directa más alta se observó entre el registro de las UMA en vida libre y el Índice de Especies Exóticas. Asimismo, el indicador de superficie de las UMA intensivas mostró una correlación directa alta con este último índice, lo que denota que la introducción de especies exóticas en las UMA es un fenómeno que está cobrando gran importancia y que debe ser analizado a detalle antes de que aumente a niveles que dañen los ecosistemas naturales. Se observa que, a mayor número de registros y superficie de las UMA en vida libre, el número de especies y grupos biológicos también aumenta. En el caso específico del incremento de la superficie de UMA en vida libre, este tiene efecto en una mayor protección del hábitat. En lo referente al tipo de manejo, se puede observar que la relación más estrecha se da inversamente entre el Índice de Manejo para Estabilizar la Biodiversidad y los indicadores registro de UMA en vida libre y superficie de la UMA intensiva, lo cual indica que, a mayor número de registros y superficie, el objetivo de manejo estabilizar se reduce. El resto de los tipos de



manejo no mostraron una relación estadística significativa con los indicadores actuales.

Discusión

Análisis diacrónico de las UMA en México

Los resultados del análisis muestran una predisposición general a la baja en las UMA, tanto en los registros como en la incorporación de superficie. Esta situación sugiere que este esquema de manejo de vida silvestre requiere adecuaciones que permitan su continuidad. Este declive en nuevos registros de las UMA, según CONEVAL (2017), está vinculado a la reducción de subsidios, ya que los montos asignados al programa de fomento a las UMA disminuyeron de 176 millones de pesos a 46 millones de pesos. Los resultados de la presente investigación coinciden con la evaluación de las UMA realizada por CONABIO (2012), donde se menciona que una de las principales deficiencias de estas unidades es su dependencia de los subsidios federales y la falta de modelos de negocios autofinanciables. Así, para revertir su tendencia a la baja es necesario fortalecer la capacitación y asesoría de los dueños en temas de mercado, financiamiento y desarrollo empresarial.

Ortega *et al.* (2016) añaden que actualmente una de las principales carencias de las UMA es que no cuentan con un sistema de evaluación integral que permita medir su impacto a nivel nacional, especialmente en la conservación de la biodiversidad y el tipo de manejo de la vida silvestre. Asimismo, García *et al.* (2008) señalan la necesidad de diversificar las estrategias de manejo al interior de las UMA, lo cual coincide con los hallazgos de este trabajo, que muestran que los manejos orientados a aumentar y disminuir la biodiversidad son poco promovidos.

El contexto socioeconómico de México ha influido en la implementación de las UMA: en el norte del país, estas unidades se han desarrollado principalmente en terrenos privados de grandes dimensiones, mientras que en el centro y sur se han establecido a través de proyectos ejidales y comunitarios con la intervención de diversos actores sociales (Servín *et al.*, 2018; Contreras, 2021).

Los resultados muestran que, en un principio, las estrategias de promoción de las UMA por parte del gobierno mexicano se centraban en las unidades en vida libre; sin embargo, en la actualidad, también deben considerarse las UMA intensivas para generar estrategias más eficientes que permitan el desarrollo de ambos tipos de unidades. En este sentido, surgen tres grandes retos: primero, promover el manejo de especies endémicas en las UMA intensivas; segundo, adoptar acciones que garanticen el flujo genético entre las UMA intensivas y las poblaciones de vida silvestre (incluyendo actividades de repoblación), y tercero, generar mecanismos



financieros que hagan rentable y atractivo para los propietarios de terrenos silvestres el manejo de la fauna silvestre en su hábitat natural sin la necesidad de restringir su movimiento. Esto es de suma importancia, ya que la infraestructura que impide la movilidad de la vida silvestre puede generar un efecto de barrera, que trae consigo problemas de fragmentación de los ecosistemas y la creación de metapoblaciones (Arroyave *et al.*, 2006).

La propiedad privada y la ejidal son los tipos de propiedad que mayor superficie albergan dentro de las UMA; no obstante, presentan una tendencia a la baja, mientras que la propiedad comunal y la federal muestran una tendencia menos descendente con el tiempo. Esto indica que, en los próximos años, los predios de propiedad comunal jugarán un papel importante en el desarrollo de las UMA. Por lo anterior, el manejo social de la fauna silvestre debe ser un factor clave en el rediseño de estas unidades. Juárez *et al.* (2015) establecen que es necesario conocer más a fondo los procesos de comanejo que surgen en las UMA de propiedad social (ejidos y comunidades), porque, a diferencia de las UMA privadas, en estas unidades la vida silvestre es un recurso de uso común y el éxito de su administración dependerá de la organización que exista al interior de los grupos sociales.

El manejo comunitario de la vida silvestre y de las áreas de conservación implica un gran reto. Hardin (2005) menciona que el uso común de los recursos naturales, incluida la vida silvestre, puede generar su sobreexplotación debido al uso excesivo e irracional por parte de los miembros de la comunidad. Sin embargo, Robles (2009), Acevedo *et al.* (2018) y Maldonado *et al.* (2020) coinciden en que la participación comunitaria es un factor indispensable para lograr un manejo exitoso de las UMA, ya que la inclusión de las comunidades en el proceso de toma de decisiones propicia que se vuelvan aliados y no generadores de conflictos, favoreciendo un desarrollo biocultural. Ostrom *et al.* (2012) señala que la gestión exitosa de los recursos de uso común se basa en el autogobierno de las comunidades y en el establecimiento de acuerdos institucionales eficientes. Por ello, el fortalecimiento organizacional comunitario será un factor muy importante en el éxito o fracaso de las UMA en los próximos años. En este contexto, la gobernanza ambiental juega un papel fundamental al plantear la participación de las comunidades y también del Estado, las empresas y las organizaciones no gubernamentales en los procesos de toma de decisiones (Cruz y Velázquez, 2018).

A nivel nacional, Orozco *et al.* (2011), De la Cruz *et al.* (2016) y Heredia *et al.* (2021) indican que la conservación de los recursos naturales de uso común está directamente relacionada con el nivel de organización social e institucionalidad de las comunidades. A nivel internacional, algunos estudios coinciden en que incrementar la participación de las comunidades en la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos naturales puede ser beneficioso. Por ejemplo, Šmid *et al.* (2023) analizaron recursos de uso común en Japón y Eslovenia, y encontraron que las principales limitantes en su manejo son la organización y el establecimiento de procedimientos legales



claros. Asimismo, Klein (2022) examinó el manejo de los yacimientos de oro en Madagascar como un recurso de uso común y encontró que la administración de este recurso es más eficiente cuando los grandes corporativos incluyen en su toma de decisiones a las poblaciones locales. Por su parte, Baidoo *et al.* (2024) estudiaron el comercio de palo de rosa de Ghana a China y hallaron que, cuando las comunidades rurales se autogobiernan, obtienen grandes beneficios con el manejo de los recursos de uso común, incluso imponiéndose a la presión ejercida por actores externos.

La mayor parte de registros y superficie de las UMA en vida libre en el país se localizan en la región norte de México, lo cual coincide con la estrategia de descentralización en materia de vida silvestre que el gobierno federal ha implementado en los últimos años, cediendo estas atribuciones a Baja California, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Sonora y Tamaulipas. Estos estados han establecido convenios con la SEMARNAT para tener la jurisdicción en materia de vida silvestre (SEMARNAT, 2016). Las diferencias entre el norte y sur de México han generado que el desarrollo de las UMA sea distinto en cada región. En el sur, los altos índices de biodiversidad hacen que el número de especies de vida silvestre aprovechadas en las UMA sea más diverso, pero con menor número de ejemplares (Contreras, 2021); en contraste, en el norte existen menos especies, pero el número de ejemplares aprovechados es mayor (Servín *et al.*, 2018).

Valdez *et al.* (2009) señalan que las UMA en vida libre han tenido mayor éxito en el norte de México debido a la implementación de la cacería deportiva y al establecimiento de ranchos cinegéticos, actividad económica que ha resultado ser mucho más rentable que la agricultura, la ganadería y la silvicultura. Según Retes *et al.* (2010), esta situación se ha visto favorecida gracias a que en el norte de México habitan especies cinegéticas de gran valor económico, como el borrego cimarrón, el venado bura, el venado cola blanca y el pecarí de collar, las cuales son de interés para cazadores nacionales y extranjeros.

Análisis del tipo de manejo en las UMA

Se han realizado estudios para evaluar el impacto de las UMA desde el punto de vista ecológico, social y administrativo (González y Montés, 2003; García, 2005; Robles, 2009; CONABIO, 2012; Pineda, 2017; Servín *et al.*, 2018; Juárez, 2019; Contreras, 2021; Avendaño, 2022); sin embargo, estos estudios tienen un enfoque local y/o regional que no permite explicar la situación que guardan las UMA a nivel nacional, a diferencia de la explicación con los indicadores propuestos en el presente estudio.

Respecto a los índices de manejo, la mayoría de las actividades en las UMA a nivel nacional están dirigidas a estabilizar las poblaciones de vida silvestre para obtener cosechas sostenidas, lo cual indica que el



aprovechamiento sustentable es uno de los fines primordiales de las UMA. No obstante, es necesario promover también otros tipos de manejo, especialmente aquellas actividades enfocadas a aumentar las poblaciones de vida silvestre, que es el tipo de manejo menos realizado en estas unidades. Estos resultados difieren del contexto latinoamericano en donde, según Dourojeanni (2022), la mayor parte de las actividades de manejo se enfocan a mantener y aumentar las poblaciones de vida silvestre, porque el manejo para estabilizar las poblaciones presenta grandes rezagos debido a la mala información que tienen estos países sobre el aprovechamiento de la flora y fauna.

Análisis de la conservación biológica en las UMA

El estado de Chihuahua ha implementado el mayor número de acciones enfocadas al manejo para reducir las poblaciones de fauna nociva y también es el estado con mayor conservación biológica. Esto indica que el control de las especies exóticas es de gran importancia para incrementar la conservación de la biodiversidad en México. Estos resultados concuerdan con el estudio de McRae *et al.* (2022), quienes realizaron un análisis a nivel mundial sobre las tendencias poblacionales de 2944 especies, comparando aquellas que habían sido objeto de manejo con aquellas que no; así, encontraron que todas las especies mostraron una tendencia a la baja, sin embargo, aquellas especies que fueron manejadas presentaban una tendencia menos negativa que las no manejadas. Mezhua *et al.* (2022) señalan que el manejo sustentable de las especies de vida silvestre en las UMA favorece su protección a partir de la generación de fuentes alternativas de ingreso para los habitantes de las comunidades rurales, debido a que dichas unidades permiten aprovechar las especies más abundantes y proteger las menos cuantiosas.

El Índice de Protección del Hábitat muestra que, a pesar de los esfuerzos del gobierno mexicano, la superficie que se incorpora a las UMA es mínima en comparación con la superficie forestal de cada entidad. Las fortalezas de las UMA radican en la conservación tanto de las poblaciones mismas como de todo el ecosistema que las alberga; por ello, es necesario implementar estrategias que permitan incorporar una mayor superficie a estas unidades. Vega *et al.* (2018) señalan que, para mitigar el problema de la fragmentación del paisaje, se requiere canalizar las áreas perturbadas ubicadas entre fragmentos, como áreas privadas de conservación que favorezcan la conectividad del ecosistema. En este sentido, las UMA pueden servir como áreas de conexión al promover la protección del hábitat de las especies que manejan y, al mismo tiempo, ser un puente entre los fragmentos.

A pesar de que México se caracteriza por su alta biodiversidad, la mayoría de las UMA se han centrado en aquellas especies con mayor demanda en el mercado nacional, según lo refleja el Índice de Diversidad



Biológica, dejando fuera una gran variedad de especies endémicas que tienen un alto valor a nivel local. Específicamente, los resultados muestran que se han enfocado en el manejo del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), una de las especies cinegéticas más relevantes. Esto concuerda con el estudio realizado por Masés *et al.* (2016), quienes señalan que *Odocoileus virginianus* es la especie más utilizada y aprovechada en las UMA del estado de Oaxaca, mientras que el número de especies endémicas estatales en estas unidades fue nulo. Por lo tanto, es necesario promover el manejo de una mayor diversidad de especies en las UMA nacionales.

Los resultados muestran que, en el caso del Índice de Grupos Biológicos, ocurre una situación similar al Índice de Diversidad Biológica, en donde los mamíferos y las aves son los grupos con mayor representatividad en las UMA, mientras que los grupos de peces y anfibios no tienen registros. Esto concuerda con la investigación de Lira *et al.* (2014), quienes identifican a los grupos biológicos de mamíferos y aves como los más utilizados en las selvas de Oaxaca y Veracruz.

En el estudio realizado por Álvarez *et al.* (2018), se analizó la operación de las UMA en los estados de Chiapas, Tabasco y Veracruz, y se encontró que las aves son el grupo biológico que más se aprovecha en la región; sin embargo, las especies más utilizadas son *Cedrela odorata* y *Odocoileus virginianus*. Estos resultados coinciden parcialmente con los hallados a nivel nacional, donde el grupo de las aves es el segundo de mayor importancia; no obstante, en el caso de la especie *Cedrela odorata*, esta presenta un área de distribución restringida a nivel nacional, por lo que tiene poca presencia en el centro y norte de México (Hernández *et al.*, 2018b). En el caso de *Odocoileus virginianus*, los datos coinciden con los reportados a nivel nacional.

Cuéllar *et al.* (2018) mencionan que, a pesar de que México cuenta con las condiciones ambientales y económicas para el desarrollo de la acuicultura, la inestabilidad normativa e institucional para la administración de peces y anfibios ha impedido el desarrollo de este sector. La falta de manejo de peces en las UMA mexicanas es un problema grave según Ruiz *et al.* (2014), quienes señalan que la ictiofauna de México se ha visto reducida drásticamente debido a las actividades humanas y que las UMA pueden ser parte fundamental de programas de repoblación de este grupo biológico. Por su parte, Espinosa (2014) menciona que a nivel nacional se han identificado un total de 2763 especies de peces, entre las que se incluyen dulceacuícolas, marinos, estuarinos y vicarios, por lo que el manejo de estas poblaciones en las UMA puede tener un gran potencial para el país.

En los últimos años, al igual que los peces, los anfibios han sufrido una reducción importante en sus poblaciones. Angulo (2002) afirma que en la última década se ha suscitado una extinción masiva de anfibios a nivel mundial, la cual se debe a su estrecha vinculación con las condiciones de agua y humedad, que han sido afectadas por el cambio climático. En este



sentido, las UMA pueden representar un reservorio importante de la biodiversidad de anfibios de México.

Respecto a las especies en riesgo registradas en las UMA, los resultados muestran que el 56 % de las especies que se manejaron durante el 2018 tenían alguna categoría de riesgo. Al hacer un análisis nacional del Índice de Especies en Riesgo, se observa que dichas especies estaban concentradas en Chihuahua, Tamaulipas y Veracruz, por lo que es recomendable promover el manejo de un mayor número de especies en riesgo en el resto de las entidades federativas. Buxton *et al.* (2022) señalan que existe menos información biológica y ecológica de las especies con mayor riesgo de extinción, lo cual limita el manejo de dichas especies al interior de las UMA. Por su parte, Ortega y Contreras (2013) coinciden en que una de las limitantes actuales de los programas gubernamentales en materia de conservación de especies en riesgo es que la información que se genera no se divulga.

El Índice de Nivel de Riesgo tiene gran coincidencia con el Índice de Especies en Riesgo. Algunos de los estados que incrementaron su valor debido al manejo de especies en peligro de extinción fueron Tabasco, Puebla, Guerrero y Chiapas. El manejo de especies en riesgo dentro de las UMA es de vital importancia para promover su conservación; evidencia de ello es el trabajo elaborado por Huerta *et al.* (2015), donde se analizó la sustentabilidad ecológica del aprovechamiento del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en las UMA del norte de México a partir del puntaje de su cornamenta, y se halló que los ejemplares que se manejaron en las UMA tuvieron buenos resultados en su desarrollo físico.

Uno de los objetivos primordiales de las UMA es la conservación de las especies mexicanas (SEMARNAT, 2000); sin embargo, los resultados del Índice de Especies Exóticas muestran que gran parte de las unidades —principalmente las del norte del país— se están decantando por manejar especies exóticas que no apoyan la conservación de la biodiversidad mexicana y pueden impactar de forma negativa a la vida silvestre nativa. Por ejemplo, destaca la introducción del jabalí europeo (*Sus scrofa*), ya que, según los resultados, es la tercera especie más importante a nivel nacional. No obstante, esta especie puede generar un impacto negativo en los ecosistemas mexicanos, que debe ser estudiado más a detalle antes de continuar promoviendo su manejo en las UMA. Risch *et al.* (2021) mencionan que *Sus scrofa* representa una amenaza global a la biodiversidad, con el potencial de afectar a 672 taxones en 54 países, y es responsable de la extinción directa de 14 especies alrededor del mundo.

La Ley General de Vida Silvestre prohíbe la liberación o introducción de especies exóticas invasoras en ecosistemas naturales mexicanos; sin embargo, sí permite su manejo en condiciones de confinamiento, razón por la cual el manejo de especies exóticas se ha suscitado al interior de las UMA (SEMARNAT, 2000). Por este motivo, es necesario considerar adecuaciones



al marco legal de la vida silvestre que permitan regular de manera más eficiente el manejo de las especies exóticas dentro de las UMA.

Relación entre indicadores propuestos y actuales

La baja correlación entre los índices de manejo y el número de registros y la superficie incorporada a las UMA muestra que no son adecuados para determinar el tipo de manejo de la vida silvestre. Por su parte, la alta correlación entre el Índice de Diversidad Biológica, Índice de Grupos Biológicos e Índice de Especies Exóticas y los registros/superficies de las UMA en vida libre muestra que este tipo de unidades tienen mayor impacto en la conservación biológica que las UMA de tipo intensivas, lo cual coincide con el estudio de Gallina *et al.* (2009), quienes mencionan que las UMA en vida libre brindan mejores resultados para conservar la biodiversidad regional, pues los cercados de las UMA intensivas generan aislamiento de las poblaciones silvestres y traen consigo problemas de endogamia.

Ortega *et al.* (2016) señalan que una de las principales deficiencias de las UMA es su sistema de seguimiento y evaluación, por lo que propusieron incorporar una serie de indicadores para evaluar las UMA desde el punto de vista de la política de conservación. Sus resultados concuerdan con esta investigación al identificar que los indicadores actuales no son adecuados para llevar a cabo el monitoreo de estas unidades. Asimismo, coinciden en la necesidad de incorporar indicadores específicos para medir la conservación biológica y el tipo de manejo.

Pineda *et al.* (2019) refieren que la evaluación de las UMA debe centrarse más en aspectos que promuevan la sustentabilidad, por lo que diseñaron un índice de sustentabilidad para evaluar estas unidades en el estado de Tabasco. Sus resultados muestran una diferencia sustancial entre las UMA intensivas y las de vida libre, ya que las primeras se centraron más en el manejo de las especies mientras que las últimas se enfocaron más en la conservación del ecosistema, lo cual coincide con los resultados de la presente investigación, donde la superficie de UMA en vida libre tuvo su mayor correlación positiva con el índice de protección de hábitat, mientras que la superficie de las UMA intensivas tuvo su mayor correlación positiva con el índice de especies exóticas.

Conclusiones

Las UMA son instrumentos de política pública ambiental mexicana muy importantes para la conservación de la biodiversidad. Hoy en día, el principal tipo de manejo que promueven estas unidades es estabilizar las poblaciones de vida silvestre con el fin de obtener cosechas sostenidas; sin embargo, existen otros tipos de manejo que presentan un rezago, como es el caso de las actividades de manejo dirigidas a mantener las poblaciones en su hábitat



natural, disminuir las poblaciones de especies invasoras y aumentar las poblaciones que se encuentran bajo amenaza de extinción. Por lo tanto, es necesario llevar a cabo una reestructuración de estas unidades para favorecer el desarrollo integral de todos los tipos de manejo.

En cuanto al nivel de conservación biológica, se concluye que las UMA a nivel nacional tienen un nivel bajo debido a los siguientes factores: 1) la mayoría de estas unidades cubren muy poca superficie forestal con respecto a la superficie forestal total de cada entidad, 2) a nivel nacional las UMA se han centrado principalmente en el manejo de un grupo reducido de especies (fundamentalmente mamíferos y aves) relegando un gran número de especies de importancia local, 3) el número de especies con alguna categoría de riesgo que se manejan en las UMA es limitado, y 4) existen UMA (sobre todo en el norte del país) que están promoviendo la introducción de especies exóticas.

El análisis diacrónico mostró que las UMA tienen una tendencia histórica a la baja de nuevos registros y de incorporación de nuevas superficies, lo que revela que este tipo de unidades requieren una reestructuración que permita incorporar nuevos actores y superficies; de lo contrario, esta política pública corre el riesgo de desaparecer. Ahora, las UMA en vida libre son las que presentan la mayor disminución, mientras que las UMA intensivas manifiestan mayor estabilidad a lo largo del tiempo.

Los índices de manejo y conservación biológica propuestos muestran una correlación parcial con los indicadores actuales de las UMA, por lo que se concluye que los indicadores actuales no son los más adecuados para monitorear y dar seguimiento a este tipo de unidades. Se sugiere incorporar índices de manejo y conservación biológica para una evaluación más efectiva de este tipo de unidades, que ayuden a obtener información pertinente para un proceso de retroalimentación y mejora continua.

Referencias

- Acevedo, Marco Aurelio; Ortiz, Yolanda Donají; Pérez, Rafael; Vásquez, Alfonso; Lugo, Gema y Ortiz, Fernando Elí (2018). "La inclusión de comunidades en la conservación de áreas naturales. Caso Parque Nacional Montaña de Celaque, Honduras". *Interciencia*, 43(3), pp. 168-174.
- Álvarez, Carolina; Contreras, Armando; Gallina, Sonia; Pineda, Mariana; Ortega, Alejandro; Tejeda, Carlos and Landgrave, Rosario (2018). "Impact of the Wildlife Management Units Policy on the Conservation of Species and Ecosystems of Southeastern Mexico". *Sustainability*, 10(4415), pp. 1-25. [[Hipervínculo](#)]



- Angulo, Ariadne (2002). “Anfibios y paradojas: perspectivas sobre la diversidad y las poblaciones de anfibios”. *Ecología Aplicada*, 1(1), pp. 105-109.
- Arroyave, María del Pilar; Gómez, Carolina; Gutiérrez, María Elena; Múnera, Diana Paulina; Zapata, Paula Andrea; Vergara, Isabel Cristina; Andrade, Liliana María y Ramos, Karen Cristina (2006). “Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo”. *Revista EIA*, 1(5), pp. 45-57.
- Avendaño, Esther (2022). *Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre en Sinaloa, México* (Tesis de maestría). México: Colegio de Postgraduados. [[Hipervínculo](#)]
- Baidoo, Anthony; Walters, Gretchen, y Ongolo, Symphorien (2024). “Global China and the ‘commons’: rosewood governance in rural Ghana”. *World Development Sustainability*, 4(100126), pp. 1-12. [[Hipervínculo](#)]
- Buxton, Rachel; Hamit, Shamri; Geauvreau, Joshua; Davis, Sierra; Smith, Paul A., y Bennett, Joseph R. (2022). “Balancing research, monitoring, and action to recover Canada’s species at risk”. *Environmental Science & Policy*, 132(1), pp. 198-205. [[Hipervínculo](#)]
- Chávez, Gilberto (2014). “Las codornices de bosques y selvas. Retos de manejo y conservación de la fauna silvestre”. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(23), pp. 6-21.
- CONABIO (2012). “Proyecto de Evaluación de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) (1997-2008)”. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. [[Hipervínculo](#)]
- CONABIO (2020a). “México megadiverso”. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. [[Hipervínculo](#)]
- CONABIO (2020b). “Unidades de manejo para la Conservación de la Vida Silvestre”. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. [[Hipervínculo](#)]
- CONAFOR (2020). “Estado que guarda el sector forestal en México: Bosques para el bienestar social y climático”. *Comisión Nacional Forestal*. [[Hipervínculo](#)]
- CONEVAL (2017). “Ficha de Monitoreo 2016-2017 Conservación y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre”. *Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social*. [[Hipervínculo](#)]
- Contreras, Armando (Ed.). (2021). *Importancia socioambiental del manejo de la vida silvestre: Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre en Veracruz, Tabasco y Chiapas*. Veracruz: Secretaría de



Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto de Ecología A. C., 214 pp.

Cooke, Steven J.; Madliger, Christine L.; Lennox, Robert J.; Olden, Julian D.; Eliason, Erika J.; Cramp, Rebecca L.; Fuller, Andrea; Franklin, Craig E., y Seebacher, Frank (2023). “Biological mechanisms matter in contemporary wildlife conservation”. *iScience*, 26(3), pp. 1-13. [[Hipervínculo](#)]

Cruz, Erika y Velázquez, Judith Alejandra (2018). “La gobernanza ambiental en las áreas naturales protegidas mexicanas: una reflexión desde el enfoque del capital social estructural”. *Luna Azul*, 1(47), pp. 177-195. [[Hipervínculo](#)]

Cuéllar, Martha B.; Asiain, Alberto; Juárez, José P.; Reta, Juan L., y Gallardo, Felipe (2018). “Evolución normativa e institucional de la acuacultura en México”. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 15(4), pp. 541-564.

De la Cruz, José Antonio; Ávila, Víctor; Rivera, María Gladys, y Vizcarra, Ivonne (2016). “Áreas naturales protegidas y sistema de uso común de recursos forestales en el Nevado de Toluca”. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(38), pp. 25-42. [[Hipervínculo](#)]

Dourojeanni, Marc J. (2022). “Perspectivas del manejo de la fauna en América Latina”. *Ecología Aplicada*, 21(1), pp. 77-89.

Escalante, Tania y Martínez, Enrique (2013). “Ecological niche modeling and wildlife management units (UMAS): an Application to Deer in Campeche, México”. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 16(2), pp. 183-191.

Espinosa, Héctor (2014). “Biodiversidad de peces en México”. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), pp. 450-459. [[Hipervínculo](#)]

Gallina, Sonia A.; Hernández, Arturo; Delfín, Christian Alejandro y González, Alberto (2009). “Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA): Retos para su correcto funcionamiento”. *Investigación Ambiental*, 1(2), pp. 143-152.

García, Gabriela (2005). *Caracterización y sustentabilidad de las Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre en Campeche* (Tesis de maestría). México: Colegio de la Frontera Sur. [[Hipervínculo](#)]

García, Gabriela; Escalona Griselda, y Van Der Wal, Hans (2008). “Multicriteria Evaluation of Wildlife Management Units in Campeche, Mexico”. *The Journal of Wildlife Management*, 72(5), pp. 1194-1202. [[Hipervínculo](#)]



- González, Rosa María y Montés, Rubén C. (2003). “Caracterización de las unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de fauna silvestre en Yucatán, México”. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 2(1), pp. 13-21.
- Hardin, Garrett (2005). “La tragedia de los comunes”. *Polis, Revista de la Universidad Bolivariana*, 4(10), p. 0.
- Heredia, Aide; Pérez, Gustavo; Serrano, María Elena; Ávila, Luis Arturo; Durán, Elvira, y Cruz, Francisco (2021). “Medio siglo de evolución en el manejo y conservación de los bosques comunitarios en el noroeste de México”. *Madera y bosques*, 27(3), pp. 1-17. [[Hipervínculo](#)]
- Hernández, Dante Alfredo; Pulido, María Teresa; Zuria, Iriana; Gallina, Sonia A., y Sánchez, Gerardo (2018a). “El manejo como herramienta para la conservación y aprovechamiento de la fauna silvestre: Acceso a la sustentabilidad en México”. *Acta universitaria*, 28(4), pp. 31-41. [[Hipervínculo](#)]
- Hernández, Jonathan; Reynoso, Roberto; Hernández, Adrián; García, Xavier; Hernández, Edgar; Cob, José Vidal, y Sumano, Dante (2018b). “Distribución histórica, actual y futura de *Cedrela odorata* en México”. *Acta Botánica Mexicana*, 1(124), pp. 1-20. [[Hipervínculo](#)]
- Huerta, Alexis; Ramírez, Merary Natali; Valenzuela, Luis Manuel, y Abad, José (2015). “Aprovechamiento del borrego Cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en unidades de manejo del Noreste de México”. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 2(6), pp. 339-347.
- IUCN (2024). “The IUCN red list of threatened species”. *Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*. [[Hipervínculo](#)]
- Juárez, Alejandra; González, Carlos; Castillo, Alicia; García, Eduardo, y Ordoñez, María de Jesús (2015). “La vida silvestre manejada como recursos de uso común: estudio de caso en México”. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 18(3), pp. 313-331.
- Juárez, Alejandra (2019). *Prácticas de aprovechamiento en Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) del sur de Morelos*. México: Universidad Nacional Autónoma de México, 83 pp. [[Hipervínculo](#)]
- Klein, Brian Ikaika (2022). “Mineral commons: Collective claims to territory in the goldfields of Madagascar”. *Political Geography*, 99(102783), pp. 1-13. [[Hipervínculo](#)]
- Lascuráin, Maite; List, Rurik; Barraza, Laura; Díaz, Edmundo; Gual, Fernando; Maunder, Mike; Dorantes, Jesús, y Luna, Víctor E. (2009). “Conservación de especies *ex situ*”. En *Capital natural de México*,



Volumen II: Estado de conservación y tendencias de cambio. México: CONABIO, pp. 517-544. [[Hipervínculo](#)]

- Li, Wenting; Gao, Chaoqun; Cai, Zhao; Yan, Sensen; Lei, Yanru; Wei, Mengya; Sun, Guirong; Tian, Yadong; Wang, Kejun and Kang, Xiangtao (2024). “Assessing the conservation impact of Chinese indigenous chicken populations between ex-situ and in-situ using genome-wide SNPs”. *Journal of Integrative Agriculture*, 23(3), pp. 975-987. [[Hipervínculo](#)]
- Lira, Iván; Briones, Miguel; Gómez, Fabián Ricardo; Ojeda, Deyanira y Peláez, Armando (2014). “Uso y aprovechamiento de la fauna silvestre en la selva Zoque, México”. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 30(1), pp. 74-90. [[Hipervínculo](#)]
- List, Rurik; Rodríguez, Pilar; Pelz, Karla; Benítez, Julieta y Lobato, Juan Manuel (2017). “La conservación en México: exploración de logros, retos y perspectivas desde la ecología terrestre”. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1), pp. 65-75. [[Hipervínculo](#)]
- Maldonado, Oscar Alberto; Chávez, Rosa María, y Bravo, Myrna Leticia (2020). “Áreas naturales protegidas y participación social en América Latina: problemas y estrategias para lograr la integración comunitaria”. *Región y Sociedad*, 32(1), pp. 1-24. [[Hipervínculo](#)]
- Mandujano, Salvador (Ed.). (2016). *Venado cola blanca en Oaxaca: potencial, conservación, manejo y monitoreo*. Veracruz: Instituto de Ecología, A. C.-Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad, 288 pp.
- Masés, Carlos A.; Briones, Miguel, y Sosa, Javier Enrique (2016). “Análisis del manejo y aprovechamiento legal de los mamíferos silvestres de Oaxaca, México”. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2), pp. 497-507. [[Hipervínculo](#)]
- McRae, Louise; Freeman, Robin; Geldmann, Jonas; Moss, Grace B.; Kjær-Hansen, Louise, y Burgess, Neil D. (2022). “A global indicator of utilized wildlife populations: Regional trends and the impact of management”. *One Earth*, 5(4), pp. 422-433. [[Hipervínculo](#)]
- Mezhua, Mauricio Javier; Serna, Ricardo; Torres, Gerardo B.; Pérez, Luis David; Salazar, Juan, y Mora, Norma (2022). “Diversidad de mamíferos medianos y grandes del Ejido Zomajapa, Zongolica, Veracruz, México: implicaciones de manejo”. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(2), pp. 1-15. [[Hipervínculo](#)]
- Miranda, Atenas y González, Carlos (2018). “Manejo integral de los recursos naturales en tres UMA del estado de Chiapas”. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 22(1), pp. 87-88.



- Moloney, Daniel; Collins, Courtney; Holloway, Paul, y O'Riordan, Ruth (2023). "The Conservationist's Toolkit: A critical review of the need for a conceptual framework of both in-situ and ex-situ conservation strategies to ensure the success of restoration ecology". *Biological Conservation*, 287(1), pp. 1-14. [[Hipervínculo](#)]
- Montenegro, Olga (2009). "La conservación biológica y su perspectiva evolutiva". *Acta Biológica Colombiana*, 14(1), pp. 255-268.
- Orozco, María Estela; Farfán, Ricardo, y Gutiérrez, Dulce Leonor (2011). "Desempeño ambiental de los recursos naturales en comunidades rurales, Estado de México". *Investigaciones Geográficas*, 1(76), pp. 84-103. [[Hipervínculo](#)]
- Ortega, Alejandro y Contreras, Armando (2013). "Propuesta de un esquema de seguimiento y evaluación para programas de recuperación de especies en riesgo". *Gestión y Política Pública*, 22(2), pp. 457-496.
- Ortega, Alejandro; González, Arturo and Contreras, Armando (2016). "A framework and indicators for evaluating policies for conservation and development: The case of wildlife management units in Mexico". *Environmental Science & Policy*, 63(1), pp. 91-100. [[Hipervínculo](#)]
- Ostrom, Elinor; Chang, Christina; Pennington, Mark, y Tarko, Vlad (2012). *The Future of the Commons - Beyond Market Failure and Government Regulation*. Indiana: Institute of Economic Affairs, 107 pp. [[Hipervínculo](#)]
- Pineda, Mariana (2017). *Evaluación de la sustentabilidad de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre en Tabasco, México* (Tesis de maestría). México: Colegio de la Frontera Sur. [[Hipervínculo](#)]
- Pineda, Mariana; Ortega, Alejandro; Mesa, María Azahara, y Escalona, Griselda (2019). "Evaluating the sustainability of conservation and development strategies: The case of management units for wildlife conservation in Tabasco, Mexico". *Journal of Environmental Management*, 248(1), pp. 1-14. [[Hipervínculo](#)]
- Pisanty, Irene; Urquiza, Esmeralda y Vargas, Araceli (2016). "Instrumentos de conservación *in situ* en México: logros y retos". En *Capital natural de México, Volumen II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. México: CONABIO, pp. 245-302. [[Hipervínculo](#)]
- Retana, Oscar G.; Aguilar, Martha S., y Niño, Graciela (2011). "Uso de la vida silvestre y alternativas de manejo integral. El caso de la comunidad maya de Pich, Campeche, México". *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(3), pp. 885-890.
- Retes, Rafael; Cuevas, Martha Isela; Moreno, Salomón; Denogean, Francisco G.; Ibarra, Fernando, y Martín, Martha (2010). "Unidad de Manejo



para la Conservación de la Vida Silvestre como alternativa para los nuevos agronegocios". *Revista Mexicana de Agronegocios*, 27(1), pp. 336-346.

- Risch, Derek R.; Ringma, Jeremy, y Price, Melissa R. (2021). "The global impact of wild pigs (*Sus scrofa*) on terrestrial biodiversity". *Scientific Reports*, 11(13256), pp. 1-10. [[Hipervínculo](#)]
- Robles, Rafael (2009). *Las Unidades de Manejo para la conservación de vida silvestre y el Corredor Biológico Mesoamericano México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 105 pp. [[Hipervínculo](#)]
- Ruiz, Gorgonio; Camarena, Faustino; González, Adrián F.; Maeda, Alejandro M.; García, Francisco J.; Varela, Alejandro, y Andreu, Asunción (2014). "Estatus actual de conservación de seis especies de peces dulceacuícolas de la península de Baja California, México". *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), pp. 1235-1248. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2000). "Ley General de Vida Silvestre". *Diario Oficial de la Federación*, 1-76 pp. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2008). "Compendio de estadísticas ambientales: Características de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA)". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2010). "Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo". *Diario Oficial de la Federación*, 1-78 pp. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2016). "Trámite SEMARNAT-08-031-A". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2018a). "Importancia de las UMAS". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2018b). "Consulta de trámites de vida silvestre". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2019). "Informe del medio ambiente: Biodiversidad". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- SEMARNAT (2021). "Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales". *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. [[Hipervínculo](#)]
- Servín, Jorge; Carreón, Dora Elia; Castro, Floriely; Huerta, Alexis, y Garza, Miguel Ángel (2018). *Las Unidades de Manejo para la Conservación de*



- la Vida Silvestre (UMA) en el noroeste de México: análisis de 10 años*. México: Universidad Autónoma Metropolitana, 41 pp. [[Hipervínculo](#)]
- Šmid, Mateja; Hori, Keiko; Urbanc, Mimi; Saito, Osamu, y Zorn, Matija (2023). “Evolution and new potentials of landscape commons: Insights from Japan and Slovenia”. *Ecosystem Services*, 59(101499), pp. 1-22. [[Hipervínculo](#)]
- Trombulak, Stephen C.; Omland, Kristian S.; Robinson, Julie A.; Lusk, Jeffrey J.; Fleischner, Thomas L.; Brown, Glenn, y Domroese, Meg (2004). “Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Biology”. *Conservation Biology*, 18(5), pp. 1180-1190. [[Hipervínculo](#)]
- Valdez, Raúl; Guzmán, Juan C.; Abarca, Francisco J.; Tarango, Luis A., Clemente, Fernando (2009). “Wildlife Conservation and Management in Mexico”. *Wildlife Society Bulletin*, 34(2), pp. 270-282. [[Hipervínculo](#)]
- Vega, Valeria; Muñoz, Carlos Alfonso; Rodríguez, Ernesto; López, Juan Carlos, y Serna, Ricardo (2018). “Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México”. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5(14), pp. 227-238. [[Hipervínculo](#)]
- Villarreal, Oscar Agustín; Plata, Fernando X.; Camacho, Julio César; Hernández, Jorge Ezequiel; Franco, Francisco Javier; Aguilar, Bernardo, y Mendoza, Germán David (2011). “El Venado Cola Blanca en la mixteca poblana”. *Therya*, 2(2), pp. 103-110. [[Hipervínculo](#)]
- Wienhues, Anna; Luuppala, Linnea, y Deplazes, Anna (2023). “The moral landscape of biological conservation: Understanding conceptual and normative foundations”. *Biological Conservation*, 288(1), pp. 1-11. [[Hipervínculo](#)]

Fecha de recepción: 05 de noviembre de 2023

Fecha de aceptación: 28 de mayo de 2024

Editor: Cristian Kraker Castañeda