



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Análisis espacial del riesgo antropogénico para
el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*)
al Noroeste de Chihuahua, México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

P R E S E N T A:

CARLA XIMENA NERI BARRIOS



DIRECTOR DE TESIS:
DR. CARLOS ALBERTO LÓPEZ GONZÁLEZ

Ciudad Universitaria, CD. MX. 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno

Neri

Barrios

Carla Ximena

55 32 03 16 62

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

310555362

2. Datos del tutor

Dr.

Carlos Alberto

López

González

3. Datos del sinodal 1

M. en C.

Gabriela

Gómez

Rodríguez

4. Datos del sinodal 2

M. en C.

Álvaro

Anzueto

Ríos

5. Datos del sinodal 3

Dr.

Rodolfo Omar

Arellano

Aguilar

6. Datos del sinodal 4

Dr.

José Luis

Salinas

Gutiérrez

7. Datos del trabajo escrito.

Análisis espacial del riesgo antropogénico para el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) al
Noroeste de Chihuahua, México

147

2017

Resumen

La reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi* Nelson y Goldman, 1929) a su hábitat natural busca restaurar su papel ecológico al noroeste de la Sierra Madre Occidental en Chihuahua, México. Sin embargo, los esfuerzos para su conservación enfrentan dificultades debido al conflicto entre fauna silvestre y ser humano, ya que, para éste, el lobo constituye una amenaza importante.

El hábitat del lobo en México se encuentra dividido por una red de propiedades privadas y comunales, diferenciadas en extensión, condiciones biofísicas y herencia cultural en el manejo ganadero y en la tolerancia hacia los grandes carnívoros. La interacción de estos factores genera valores diferenciados de riesgo de mortalidad para los lobos en cada predio.

Para evaluar el riesgo se propone un modelo de uso de hábitat del lobo mexicano que simula la probabilidad de encuentro entre personas y lobos; la naturaleza e intensidad del conflicto se evalúa a través de entrevistas realizadas a los dueños de tierras privadas y comunales o ejidos y las respuestas se modelan en un Sistema de Lógica Difusa para generar la base de datos de conocimiento que determina la mortalidad potencial para los lobos en cada predio donde se realizó una entrevista. Las distintas áreas de peligro que resultan de este análisis se presentan en un modelo digital georreferenciado para la caracterización del riesgo.

Abstract:

The Mexican gray wolf (*Canis lupus baileyi* Nelson and Goldman, 1929) reintroduction seeks to restore its ecological role in the northwestern Sierra Madre Occidental in Chihuahua, Mexico. Conservation efforts to restore a viable population have faced complications, as human-wildlife conflict remains a relevant threat.

The habitat of the endangered Mexican gray wolf in Mexico occurs within a web of private and community-owned lands; each property is different in extension, biophysical conditions, and several inherited cultural customs of land management, cattle husbandry and attitudes towards large carnivores. The interaction of these factors creates different wolf-mortality risk values on every land property.

For risk assessment, a Mexican wolf habitat-use model is proposed to emulate the chances of human-wolf encounter. Nature and intensity of the conflict is assessed by interviews to the landlords of private and community managed lands. Responses are modeled in a Fuzzy Logic System to obtain the knowledge database that will determine potential wolf mortality, corresponding to every surveyed land-management unit. The resultant distinct risk areas are featured in a georeferenced digital model for risk characterization.

“Solo la montaña ha vivido el tiempo suficiente para escuchar objetivamente el aullido del lobo.”

– Aldo Leopold (1948) *Thinking like a mountain*

“Only the mountain has lived long enough to listen objectively to the howl of a wolf.”

– Aldo Leopold (1948) *Thinking like a mountain*

“El lobo norteamericano se convirtió en una metáfora de los retos ambientales (...); la meta de subyugar a la naturaleza y a los lobos se volvió sinónima.”

- Mech y Boitani (2007).

Este trabajo está dedicado a Yaya, que es mi abuela.

Sin ti, no hubiera llegado a cumplir ninguno de mis sueños.

Gracias eternamente.

Dedico también esta tesis a la incansable labor de los loberos por cuya labor,
a lo largo de muchos años, la Sierra Madre Occidental ha podido
volver a escuchar el aullido del lobo mexicano en libertad.

Agradecimientos

Esta tesis ha sido posible con la ayuda de expertos en la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad Autónoma de Querétaro y el Instituto Politécnico Nacional. Gracias a cada una de estas instituciones por permitirme acceder a sus expertos y a sus aulas para cumplir con el deber que mi universidad me impone y que con gusto he aceptado.

Extiendo mis agradecimientos a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), a través del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) del Lobo Mexicano, por facilitar los medios y la oportunidad para realizar este trabajo y colaborar en el proyecto.

Agradezco infinitamente a “Yaya”, que es mi abuela, porque con su inagotable amor y apoyo he podido alcanzar muchos de mis sueños y termino mi licenciatura. A mi madre, Pilar Barrios y a quien ha sido mi padre por muchos años, Ángel Mendoza, por su inigualable ayuda en la revisión de la tesis. A mis padrinos Erika Silvestre y Severino Medina que me han brindado su apoyo incondicionalmente.

A mi tutor, Carlos Alberto López González, por su paciencia, sus consejos, las oportunidades para aprender de los grandes carnívoros mexicanos en campo, y aceptarme como su tutorada más allá de esta tesis; pero sobre todo por la confianza que me ha dado para realizar mi tesis con los lobos. Muchas gracias por todos los regaños a tiempo y por todos los comentarios que en su momento no entendí, hasta mucho después. Mi admiración y agradecimiento no deja de crecer como académico, tutor y líder en la conservación mexicana. Trabajar en tu equipo es un enorme privilegio, del cual he aprendido la eficiencia, la dedicación y la prudencia para tomar las mejores decisiones. No dejo de sorprenderme e inspirarme en tu labor.

Al Dr. Álvaro Anzueto Ríos, investigador del Instituto Politécnico Nacional, cotutor de esta tesis, quien me ha ayudado a entender y aplicar la lógica difusa como una herramienta para modelar el razonamiento humano. No alcanzo a poder agradecer todo el tiempo y el interés que ha dedicado a este proyecto; su ayuda es invaluable.

A Enrique Martínez Meyer, a quien guardo especial cariño por ser mi tutor de carrera y padre académico. Gracias de verdad por acercarme al mundo de los lobos y mostrarme las mejores puertas de las que he podido abrir en mi vida, que me llevaron de un sueño, a una meta y una realidad. Gracias por recibirme amablemente siempre que llegaba a platicarte de mis inquietudes e ideas, y por no descartarlas por más inocentes que fueran. Tu labor y pasión me han inspirado siempre para decir que quiero ser como tú cuando sea grande.

A Lizardo Cruz, con quien comparto mi pasión por los lobos, agradezco su ayuda para trabajar con los lobos reintroducidos, al tiempo prestado para la revisión de mi tesis y por su gran amistad. Con mucho cariño recuerdo todas las pláticas que hemos compartido sobre esta especie y otras, y todas las respuestas a mis inquietudes sobre la coexistencia entre lobos y ser humano. No conozco a una persona a quien admire más por su humildad y gran pasión por la naturaleza.

A Cristian Aguilar, por toda su confianza y amistad, y todas las pláticas y consejos que me han hecho mejor persona y mucho mejor lobera. Gracias por tu tiempo para leer los muchos bocetos de mi tesis, aconsejarme y darme excelentes revisiones antes, durante y después de cada momento crítico en su elaboración.

A Omar Arellano, a quien con mucho cariño agradezco por todo lo que me ha enseñado en la evaluación del riesgo, en las ciencias ambientales y en la investigación científica. Gracias por tomarte tanto tiempo para revisar mi tesis y darme tantos buenos consejos, y sobre todo, gracias por acompañarme en la carrera como profesor, tutor y amigo.

A José Luis Salinas, profesor de biodiversidad y de la vida. Muchas gracias por tomarte siempre un tiempo para recibirme y platicar, por emocionarte conmigo en cada aventura y cada logro, por apoyarme y regañarme para no darme por vencida y siempre ir por más. Gracias especialmente por leer mi tesis y ayudarme a darle sentido a lo que escribo. Confío en compartir muchos años de amistad y muchas aventuras. ¡Nos vemos en el Amazonas!

A Gaby Gómez, asesora en esta tesis y con quien tuve el primer acercamiento a los Sistemas de Información Geográfica, por su apoyo en la revisión de este trabajo y las observaciones; y por supuesto, por aceptar ser parte de mi comité.

A los incansables loberos, que me han enseñado que la verdadera la conservación se hace con el corazón. Los admiro infinitamente en su labor y dedicación, y agradezco todas sus enseñanzas y el apoyo que siempre me dieron. Especialmente las personas que en mi corazón son familia, porque su presencia y amistad siempre me hicieron sentir en casa; Carmen García, por todo el apoyo que siempre me brindó, quien además es una de las mujeres en la conservación que más admiro por su trabajo y la no menos difícil tarea de ser madre; Socorro Vera, “Coco”, cuya tenacidad, alegría y calidez me han inspirado diariamente a ser mejor persona; Daniela, por su incomparable amistad y cuidarme como “su niña”; Federico Mora, el mejor profesor que pude haber tenido para aprender a sobrevivir en campo, identificar rastros, y encontrar lobos; Mario Astorga, quien me enseñó el significado de ser lobero y no solo apasionado por los lobos, por su confianza, consejos y ayuda en campo y en las crisis existenciales; a Jair Girón y a Tania Almodovar, por todas las tardes que compartieron conmigo, por su amistad y su invaluable ayuda en esta tesis; a Krisly Uhh, por su amistad, cariño y las mejores comidas en Querétaro.

Lamento no poder agradecer individualmente a todas las personas en Chihuahua que me ayudaron en encontrar ganaderos para entrevistar y me prestaron su tiempo y espacio para realizar mi tesis; son muchísimas. Sin embargo, quiero hacer mención especial al Señor Ernesto Arbizu y a Alberto Varela, a quienes me quedo corta en agradecimiento a todo el tiempo que me prestaron para explicarme pacientemente cómo funciona la ganadería en su rancho y en la región, y compartieron conmigo su amistad.

A mis mejores amigos Emiliano Solórzano y Jorge Diosdado. A Emiliano, que es tutor y amigo, y a quien debería dedicarle un párrafo entero por ayudarme sin reservas y en todo momento a lo largo de toda esta tesis, y en especial en entender y programar la parte de lógica difusa; no sé qué sería de mi sin ti. A Jorge porque su apoyo va más allá de la tesis y suman diez años de risas y buenos consejos.

A las personas que siempre han creído en mí, que han estado conmigo en muchos caminos y con quienes espero compartir muchos más: Antef Nava, Jimena Ocampo, Aranza Sánchez, Diego Reyes, Andrés Gallegos, y Alan Borbolla. A Samara Sierra y a Lani Romero, porque sin ustedes y su incondicional amistad jamás hubiera podido llegar tan lejos. A Felipe López, que es

amigo y un gran maestro, porque siempre me ayudo a tener la confianza suficiente para encontrar oportunidades en cualquier crisis.

A las grandes amistades que encontré en esta carrera: Abril Amezcua, Iván Martínez, Guillermo Ortiz, Benjamín Tenopala, Daniel Ramírez, que me apoyaron, escucharon y confiaron en que lo lograría desde el inicio hasta el final de la tesis, y especialmente Jorge García, por su amistad y apoyo como Representante del Comité Académico. Al geocientífico que más admiro, Bernardo Bastián, por creer en mí y en mi tesis, y su amable disponibilidad para ayudarme siempre que lo necesité. Al geógrafo Daniel Morales, quien en más de una ocasión me brindó consejos y ayuda para poder hacer que esta tesis tuviera algún sentido.

Mi familia, mis tutores y amigos son la base sólida con la cual he podido construir esta investigación y cumplir mi sueño de poner mi granito de arena en la conservación del lobo mexicano. A todos y cada uno de ustedes les debo estar donde hoy me encuentro; y me disculpo por solo dedicarles un espacio con su nombre en estos agradecimientos, pero saben que los llevo en mi corazón en todo momento.

Índice

Resumen	i
Abstract:	ii
Agradecimientos	v
Índice	11
Índice de tablas	13
Índice de Figuras	14
Justificación	17
Introducción: El conflicto con los lobos (<i>Canis lupus</i>)	23
La guerra contra el lobo norteamericano	24
Extinción del lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>).....	27
Reintroducción	31
Planteamiento del Problema	34
Objetivo general	36
Objetivos específicos	36
Área de estudio	37
Métodos	39
Modelación del uso del paisaje del lobo mexicano	41
Condicionantes ambientales	43
Condicionantes Antropogénicas	45
Riesgo por conflicto	47
Obtención del conocimiento: entrevista	47
Representación matemática del conocimiento.....	49
Vulnerabilidad a depredaciones.....	52
Supervivencia de carnívoros	54
Tolerancia a carnívoros:.....	56

Resultados	57
Uso del paisaje del lobo mexicano	57
Conocimiento obtenido de las entrevistas	60
Representación matemática y espacial del conocimiento	67
Análisis espacial	73
Discusión	81
Conclusiones	85
Literatura Consultada	88
Apéndices	109
Glosario	109
Apéndice I. Chihuahua: Estado Ganadero	110
I.1. Antecedentes históricos.....	110
I.2. Geografía social y ganadería.....	113
I.3. Manejo Ganadero	115
I.4. Ejidos.....	116
I.5. Propietarios privados.....	118
I.6. Deterioro ambiental y ganadería	120
Apéndice II. Entrevista	124
Apéndice III. Representación matemática del conocimiento	126
Apéndice IV. Fundamentos de Lógica Difusa	127
Apéndice V. Modelo de análisis	131
Apéndice VI. Código	135
Apéndice VII. Representación Gráfica de los Conjuntos Difusos	138
Referencias Apéndices	143

Índice de tablas

Tabla 1: Bases de datos de los criterios condicionantes y otros insumos utilizados para modelar el uso del paisaje del lobo mexicano.....	41
Tabla 2. Criterios de vegetación y uso de suelo, así como su valor asignado a la preferencia del paisaje del lobo mexicano.	44
Tabla 3. Promedio y desviación estándar del total de entrevistados (N: 137) de su dependencia económica a las actividades ganaderas.	60
Tabla 4. Porcentajes relativos al total de entrevistados (N: 137) de las principales actividades que realizan en sus predios.....	61
Tabla 5. Porcentajes relativos al total de entrevistados (N: 137) del tipo de manejo que se realiza en predios privados, ejidos, y en el total de los entrevistados.....	62
Tabla 6. Porcentajes relativos del total de entrevistados de las razas de ganado bovino en predios privados, ejidos, y en el total de los entrevistados.	62
Tabla 7. Causas principales por las que muere el ganado y conocimiento sobre el Fondo de Aseguramiento Ganadero por depredaciones, relativos al total de entrevistados (N= 137).	63
Tabla 8. Acciones que se toman después de que haber tenido un evento de depredación, en porcentajes relativos al total de entrevistados (N= 137).	65
Tabla 9. Porcentajes relativos del total de entrevistados (N= 137) que conocen o desconocen la presencia de lobos en la región.	66
Tabla 10. Promedio, desviación estándar, y valores máximo y mínimo de riesgo de mortalidad para lobos, obtenido para todos los predios (N= 137).....	70
Tabla 11. Categorías de riesgo de mortalidad para los lobos y el número de predios.	71
Tabla 12. Porcentaje del área correspondiente a cada categoría de riesgo del área de análisis.	75

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio en el estado de Chihuahua, México.	38
Figura 2: Representación gráfica de la metodología.	40
Figura 3. Diagrama General de un Sistema de Inferencia Difuso (Modificado de Chacón 2007).	49
Figura 4. Diagrama del Sistema de Lógica Difusa para la evaluación del riesgo de mortalidad para los lobos. Cada cuadro representa una variable, y cada una de ellas está conformada por conjuntos difusos (Apéndice VII).	51
Figura 5. (Mapa a). Uso del paisaje del lobo mexicano en el área de estudio en función de las condicionantes ambientales. Se muestra en color rojo la región con mayor probabilidad de uso del paisaje del lobo y en colores azules aquellos con menor probabilidad.	58
Figura 6. (Mapa b). Análisis del uso del paisaje del lobo mexicano obtenido en función de los criterios ambientales y antropogénicos en el área de estudio. En color rojo se muestra el mayor uso del paisaje del lobo, y en azul el más bajo.	59
Figura 7. Carnívoros reportados que depredan ganado, y los porcentajes relativos al total de entrevistados (N= 137).	64
Figura 8. Composición de diagramas de bloque o superficies tridimensionales que modelan el riesgo de mortalidad para los lobos.	69
Figura 9. (Mapa c) Georreferenciación por predio del riesgo de mortalidad de los lobos evaluado en el sistema construido de lógica difusa.	72
Figura 10. Cambio en el área (km ²) de las categorías de uso de paisaje cuando se compara el mapa que contiene las condicionantes ambientales (<i>Mapa a</i>) contra el mapa que incluye la influencia de las poblaciones humanas y la densidad de carreteras (<i>Mapa b</i>).	74

Figura 11. Análisis del riesgo de mortalidad para el lobo mexicano (mapa d), determinado por el peligro que representa la actividad ganadera y su exposición modela la probabilidad de uso de hábitat.	76
Figura 12. Muestra en categorías de riesgo la diferencia del área (km ²) cuando el riesgo de mortalidad del lobo se modela en función de la exposición (probabilidad de uso del paisaje), y la no exposición (Mapa c).	77
Figura 13. Composición de mapas que muestra la exposición al riesgo, que es la probabilidad de uso del paisaje (A); el mapa de riesgo sin considerar la exposición (B); y el mapa de riesgo considerando la exposición según la <i>Ecuación 1</i> (C).....	78
Figura 14. Composición de los mapas B y C de la Figura 13 para la comparación de tres áreas (1,2,3) con evidentes cambios de intensidad en el riesgo de mortalidad para los lobos por actividad ganadera cuando se toma en cuenta la exposición al peligro.	80
Figura 15. Valores de pertenencia (μ) en la variable T de los conjuntos difusos T:(alta) (superior derecha) y T:(media) (inferior izquierda).....	128
Figura 16. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan la vulnerabilidad a depredaciones cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.	132
Figura 17. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan la supervivencia de carnívoros en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.....	133
Figura 18. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan la tolerancia a carnívoros en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.....	133
Figura 19. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan el riesgo de mortalidad de lobos en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.....	134
Figura 20. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Vulnerabilidad a Depredaciones.	138

Figura 21. Conjuntos de salida del subuniverso Vulnerabilidad a Depredaciones.	139
Figura 22. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Supervivencia de carnívoros en el predio	139
Figura 23. Conjuntos de salida del subuniverso Supervivencia de carnívoros en el predio	140
Figura 24. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Tolerancia a carnívoros	140
Figura 25. Conjuntos de salida del subuniverso Tolerancia a carnívoros.....	141
Figura 26. Conjuntos de entrada para modelar el universo Riesgo de mortalidad para los lobos	141
Figura 27. Conjuntos de salida del universo Riesgo de mortalidad para los lobos.....	142

Justificación

Las poblaciones humanas y el inadecuado uso de la tierra son las causas principales de los cambios en el equilibrio del funcionamiento de los sistemas terrestres; estos cambios globales conforman la evidencia que sustenta al Antropoceno, como una era geológica marcada por la actividad humana en el planeta (Steffen, Richardson y Rockström 2015). Las presiones antropogénicas sobre los ecosistemas por el aprovechamiento no sustentable de recursos naturales, han reemplazado a los ecosistemas naturales y modificado los procesos ecológicos, lo que compromete la composición y la estructura de las comunidades que los conforman (Lyra-Jorge *et al.* 2014).

El reemplazo de los ecosistemas naturales tiene entre sus consecuencias la acelerada pérdida de la biodiversidad que hoy es considerada la sexta extinción masiva de especies en la Tierra (Ceballos, Garcia y Ehrlich 2010). Las extinciones pueden desorganizar procesos ecológicos esenciales, en especial con la pérdida de una sola especie clave porque puede causar un efecto de bola de nieve sobre el ecosistema entero (Ripple *et al.* 2014) llevando a efectos en cascada, inestabilidad ecosistémica y una tasa mayor de extinciones (Sodhi, Brook y Bradshaw 2009). En particular, cuando hablamos de la extinción de fauna silvestre, se propone denominar a esta acelerada pérdida de especies y poblaciones; así como a la disminución de la abundancia local en el número de individuos: defaunación (Dirzo *et al.* 2014).

Una de las medidas que se toman para restaurar los procesos ecológicos afectados por la defaunación, es la reintroducción de especies (Sandom *et al.* 2012, Angelici 2016). Esta busca reconstituir poblaciones estables de especies extintas localmente, originalmente presentes en el pasado (Angelici 2016) para reestablecer sus funciones ecosistémicas (Verdade *et al.* 2014).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) enfatiza en sus lineamientos para la reintroducción la necesidad de una evaluación de la disponibilidad de hábitat adecuado como un componente clave en la planeación de las reintroducciones (IUCN 1998). Se han desarrollado sofisticadas herramientas para la identificación de los sitios de liberación más

aptos, particularmente con la ayuda de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para modelar la distribución de hábitat disponible (Li *et al.* 2002, Hirzel *et al.* 2004, McShea *et al.* 2005). En los últimos años, se ha visto un creciente desarrollo de estas herramientas a ir más allá de realizar mapas de hábitat, para crear modelos espaciales explícitos que consideran las características específicas de los parches dentro del hábitat para ayudar en la elección de futuros sitios de liberación (Seddon, Armstrong y Maloney 2007).

Algunas características que deben tomarse en cuenta para la elección de hábitat para la reintroducción de especies que han tenido su rango geográfico y número poblacional reducido, al punto de ser consideradas raras, en peligro o extintas (Ralls y Ballou 2004) es su aceptación por parte de las personas que viven en zonas rurales; ya que en algunas ocasiones los programas de conservación han tenido complicaciones cuando la restauración de ecosistemas o la recuperación de especies (Rajaratnam, Vernes y Sangay 2016) va en contra de los intereses rurales (Dorresteijn 2015).

Sin embargo, a pesar de ser un factor altamente restrictivo, pocos estudios integran en sus análisis las variables y presiones antropogénicas que hacen de las reintroducciones procesos complejos y controversiales (Fritts *et al.* 1997, Macdonald 2009).

La dimensión humana es una sub-disciplina del manejo de fauna que aplica los estudios sociales para examinar la relación de fauna-humano; y al hacerlo, provee información que contribuye a realizar esfuerzos efectivos del manejo de la fauna silvestre (Manfredo 2008). Esta dimensión atiende al sistema humano-fauna-hábitat en vez de fauna-hábitat de manera separada; con énfasis en: describir, entender, predecir, modificar el pensamiento humano y las acciones hacia la fauna (Manfredo, Vaske y Sikorowski 1996).

En la relación fauna silvestre-ser humano pueden surgir situaciones conflictivas cuando existe un impacto negativo de un animal sobre un recurso compartido y limitante (Conover 2001). Los impactos más reconocidos son: daño a cultivos, pastizales y plantaciones forestales, transmisión de enfermedades a animales domésticos, accidentes automovilísticos (Goulding y

Roper 2002, Gordon 2009, Kamler *et al.* 2010), depredación de animales domésticos o de interés cinegético, destrucción de la propiedad o la muerte de seres humanos (Linnell y Alleau 2015). El resultado de esto puede llevar al control letal de la especie que causa conflicto, resultando en declives poblacionales significativos, reducción de su distribución geográfica y extinción local, particularmente con la fauna silvestre (Johnson *et al.* 2001, Naughton-Treves y Treves 2005).

El conflicto ser humano-fauna silvestre se agrava cuando las necesidades o comportamiento de la fauna silvestre impactan negativamente en la vida social, económica o cultural de las personas, o viceversa. Estados Unidos el costo anual relacionado a pérdidas humanas causadas por interacciones humano-fauna silvestre, por diversas causas, alcanzaba los \$3 mil millones de dólares (Conover *et al.* 1995); para 1998, se estimó que el costo anual de los daños causados por fauna silvestre en EU excedía los \$2 mil millones de dólares (Conover 2001). En áreas problemáticas, existen además costos de oportunidad perdidos, ya que las personas deben invertir tiempo, energía y dinero en proteger sus activos económicos (Thirgood *et al.* 2005, Barua *et al.* 2013 y Marchini 2014).

El conflicto puede ser real o de percepción, económico, estético, social o político (Messmer 2000). La mayoría de las especies que entran en conflicto con el ser humano pueden ser odiados o temidos en un contexto por algunas personas, pero altamente considerados por su interés económico, comercial, recreacional, ecológico, cultural, científico, espiritual, estético o sencillamente su valor de existencia por otros (Marchini 2014). La conexión imprecisa entre el daño y la persecución exagera el conflicto, ya que la tolerancia a estos eventos se construye por factores relacionados a valores económicos, ecológicos y culturales (Kellert *et al.* 1996).

Como la demanda por recursos naturales por el ser humano es muy grande, y solo una pequeña fracción de los ecosistemas puede ser protegida, la mayor parte de la fauna silvestre cohabita con personas, dando oportunidad a constantes situaciones de conflicto (Conover 2001). Sin embargo, de la gran variedad de especies que crean conflicto con las personas, incluyendo invertebrados, aves, serpientes, roedores y otras especies pequeñas de mamíferos (Dickman y Hazzah 2016), la competencia con grandes carnívoros es la que puede resultar en conflictos

directos entre el ser humano y la fauna silvestre (Clark y Rutherford 2005, Daleszczyk, Eycott, y Tillmann 2016).

Aunque su reintroducción y manejo biológico es relativamente sencillo, los carnívoros se encuentran entre las especies más difíciles de conservar (Noss, 2001). El manejo de carnívoros es un proceso social complejo y dinámico porque debe atender a las especies a la par de las creencias y actitudes humanas que no están dispuestas a convivir con los carnívoros (Clark y Rutherford 2005).

Los daños financieros y la gran atención que se les da han derivado en un desproporcionado sentido de miedo y hostilidad (Dickman y Hazzah 2016), que provoca acciones vengativas que han llevado a muchas especies a la extinción (Angelici 2016, Dickman y Hazzah 2016). El problema es amplio e incluye a leones (*Panthera leo* Linnaeus 1758), leopardos (*Panthera pardus* Linnaeus 1758), hienas rayadas (*Hyena hyena* Linnaeus 1758), perros salvajes (*Lycaon pictus* Temminck 1820) en África; lince euroasiático (*Lynx lynx* Linnaeus 1758), tejón (*Meles meles* Linnaeus 1758), oso pardo (*Ursus arctos arctos* Linnaeus 1758) y lobo gris (*Canis lupus* Linnaeus 1758) en Europa; coyotes (*Canis latrans* Say 1823), pumas (*Puma concolor* Linnaeus 1771) y lobos en Norteamérica, tigres (*Panthera tigris* Linnaeus 1758) en la India, y jaguares (*Panthera onca* Linnaeus 1758) y pumas en Sudamérica (Verdade, Lyra-Jorge y Piña 2010).

La depredación de ganado por mamíferos carnívoros es un problema global y un origen conocido del conflicto de estas especies con el ser humano (Mazzolli et al. 2002). Esto es especialmente cierto porque los ganaderos ven a los carnívoros como una amenaza a su ganado y a su forma de vida (McLaughlin, Primm y Rutherford 2005), a pesar de que las depredaciones representan un pequeño número si se compara con otras causas. Por ejemplo, los perros salvajes africanos causan solo 1.8% de pérdidas de ganado en Zimbabue, mientras que las muertes por enfermedad ascienden al 23.5% (Rasmussen 1999).

La depredación de ganado es un tema que se vuelve aún más controvertido cuando los depredadores se encuentran amenazados o en peligro y poseen protección legal; (Rajaratnam, Vernes y Sangay 2016) haciendo necesario entender y facilitar la dinámica de coexistencia entre humanos y carnívoros para su conservación (Dorresteijn *et al.* 2014).

En las últimas décadas, los cambios en los escenarios socioeconómicos y los valores de las personas respecto de la naturaleza y la biodiversidad han creado nuevas oportunidades para los grandes carnívoros. Actualmente, el manejo de estos busca limitar los impactos negativos entre personas, vida silvestre y el ambiente, por lo que toma en cuenta los sentimientos, creencias y valores de las personas involucradas (Clark y Rutherford 2005). Conforme la situación se desarrolla, un nuevo paradigma en la conservación emerge lentamente basado en las premisas de coexistencia en vez de exclusión (Boitani y Linnell 2015); aceptando que la conservación exitosa de la fauna silvestre depende no solamente del ambiente biofísico, sino de entender los factores sociales que modelan la coexistencia entre humanos y fauna (Treves y Karanth 2003). Por esta complejidad social-ambiental, muchos autores consideran que la presencia de grandes carnívoros en los ecosistemas es un examen crítico para determinar el compromiso de la sociedad con la conservación (Noss 2001).

En este trabajo se estudia el caso del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), cuya conservación en vida silvestre se complica por la inevitable interacción con el ser humano y con la gran diversidad de usos de suelo que existen (Dorresteijn *et al.* 2014, Verdade *et al.* 2014). Específicamente, el conflicto se origina por la depredación de ganado que representa un impacto económico al propietario (Thirgood *et al.* 2005, Holmern *et al.* 2007) y que tiene como consecuencia la persecución y reducción de la población de lobos (Woodroffe 2000, Ripple *et al.* 2014).

Esta tesis busca entender la dimensión humana del conflicto que ha surgido por la reintroducción del lobo mexicano, determinado por el pensamiento y acción de las personas involucradas para desarrollar una mitigación efectiva del conflicto (Manfredo y Dayer 2004). Para ello se lleva a cabo una revisión de los antecedentes históricos y del escenario actual del

conflicto del ser humano con el lobo, el papel de la ganadería en su extinción, su conservación y reintroducción a la vida silvestre. Con este conocimiento se pretende desarrollar un modelo digital que muestre las áreas de riesgo y mortalidad para el lobo mexicano con la modelación de hábitat viable y las variables antropogénicas relacionadas al conflicto fauna silvestre -ser humano.

El producto final de este trabajo busca facilitar la identificación espacial de las áreas de conflicto con el fin de facilitar la toma de decisiones en las políticas de intervención y prevención de riesgos antropogénicos para el lobo.

Se considera que la presente aproximación puede ser una herramienta novedosa en el manejo del conflicto fauna silvestre-ser humano que puede ser adaptada en México y en todo el mundo y para otras especies de grandes carnívoros amenazadas por la actividad humana.

Introducción: El conflicto con los lobos (*Canis lupus*)

La relación del ser humano con el lobo tiene una historia cultural escrita desde hace más de 2000 años (Mech y Boitani 2007). Los grupos nómadas y sedentarios que pastoreaban animales, y que evolucionaron al establecimiento de granjas y cultivos, fueron los primeros en ver al lobo como una amenaza a su forma de vida y recursos (Mech y Boitani, 2007).

En la Edad Media, el avance del cristianismo y su relación utilitaria con el ambiente, así como el odio de los pastores al lobo, llevó a la percepción de esta especie como un ser diabólico. Incitados por el miedo que esta percepción provocaba, se llevaron a cabo grandes esfuerzos para su erradicación. Hampton (1997) lo llamó la “persecución más larga, incansable e implacable de una especie contra otra”; tan exitosa que a principios del siglo XVI murió el último lobo de Inglaterra (Mech y Boitani 2007).

En la actualidad, grandes segmentos del público aún expresan miedo a los lobos por ser vectores de rabia y depredadores de humanos; aun cuando en el último siglo solo existen reportes de casos excepcionales de ataques de lobos a personas (Zimmermann et al. 2001, Linnell et al. 2002, Røskaft et al. 2003). Un estudio en 2002 en Noruega reveló que 48% de los entrevistados estaban fuertemente asustados de los lobos, y 40% un poco asustados; a pesar de que el único ataque de lobos a personas documentado en Noruega fue en 1800 (Linnell, Solberg y Brainerd 2003).

Pero de todas las amenazas de los lobos hacia el ser humano, la depredación de ganado es la que ha recibido mayor atención en los últimos 100 años (Fritts *et al.* 2003). La pérdida de hábitat y la expansión de las actividades ganaderas han hecho del ganado una presa más del ecosistema que el lobo debe cazar de manera constante (Johnsson *et al.* 2001, Mignon-Grasteau *et al.* 2005, Muhly y Musiani 2009).

El daño por depredaciones puede ser significativo. En países europeos, la pérdida económica anual por depredación de lobos se estima en el rango de los 8 millones de euros; mientras que en Norteamérica se estimó que los lobos causaban un daño por depredación de ganado de aproximadamente \$280,000 a \$320,000 dólares anualmente, equivalente a \$6 dólares por lobo

(Mech y Boitani 2007). Además, en las sociedades rurales tradicionales el conflicto incurre en otros costos, ya que el ganado es considerado como un activo capital sociocultural y su pérdida afecta el estatus social (Dickman y Hazzah 2016), estrés emocional en los productores, pérdida del prestigio social y confianza en sus habilidades; (Bangs *et al.* 1998, Bangs y Shivik 2001, Naughton-Treves *et al.* 2003, Muhly y Musiani 2009). Además, si únicamente los ganaderos compensan las pérdidas, se crea animosidad y actitudes que resultan en que los productores afectados tomen medidas antagónicas hacia los carnívoros para reducir las pérdidas por depredación (Alderton 1956, Wilmot y Clark 2005).

La guerra contra el lobo norteamericano

Los inmigrantes que colonizaron Norteamérica claramente vieron al Nuevo Mundo y a la vida silvestre como hostiles y trajeron consigo el miedo y odio a los lobos, que formaba parte de su folklor y mitología; creían que las áreas silvestres eran lugares viles e infortunados que debían ser subyugados, conquistados o vencidos antes de poder crear su mundo utópico (Conover 2001). El lobo norteamericano se convirtió en una metáfora de los retos ambientales que representaban las nuevas tierras que debían ser conquistadas, la meta de subyugar a la naturaleza y a los lobos se volvió sinónima (Mech y Boitani 2007).

Durante estos primeros años la hambruna era una preocupación fundamental, por lo que cualquier amenaza, especialmente depredación de ganado, era seria. Creían que al destruir a los depredadores que amenazaban a sus rebaños, protegían su fuente de alimento de la cual dependían sus vidas. Una de las primeras legislaciones estableció una recompensa para cazar coyotes y lobos. Conforme las poblaciones de lobos se reducían drásticamente, las recompensas aumentaban significativamente para motivar el exterminio de los últimos lobos (Conover 2001). Para 1700 el lobo había desaparecido de Nueva Inglaterra (Mech y Boitani 2007).

Cien años después, las grandes poblaciones de ungulados de Norteamérica, presas principales de los grandes carnívoros, fueron diezmadas por cazadores y colonizadores, mientras que un creciente número de ganado bovino y ovino fue introducido a las grandes llanuras; los

lobos y otros depredadores utilizaron este nuevo recurso para sobrevivir, compitiendo directamente con el ser humano lo que llevó a una mayor determinación para exterminarlos (Mech y Boitani 2007).

La visión utilitaria sobre la vida silvestre que permaneció en los Estados Unidos (EU) hasta 1880, influyó fuertemente en la conquista de la frontera y del oeste salvaje; ejemplo de esto, son las acciones en el siglo XIX para eliminar a los indígenas norteamericanos exterminando a las poblaciones de bisonte en Norteamérica de las cuales dependían (Conover 2001). Esta persecución llevó al bisonte al riesgo de extinción y eliminó la presa más abundante para los lobos, tanto en número como en biomasa (Mech y Boitani 2007). Hasta 60 millones de bisontes llegaron a existir en las planicies y pastizales que se estima soportaban una población de 200,000 lobos (Mech y Boitani 2007). No existió en ninguna otra parte una concentración tan alta de presas y lobos (Mech y Boitani 2007). La cacería de los bisontes, que dejó grandes cantidades de carroña, favorecieron a los depredadores y probablemente beneficiaron al incremento en la población de lobos (Mech y Boitani 2007).

Antes de 1860 no existieron esfuerzos organizados para erradicar a los lobos en el oeste de los Estados Unidos. La fiebre del oro en 1860 y la conquista de la frontera del oeste, que precedieron al mayor cambio en el uso de suelo de los pastizales norteamericanos, dieron inicio a la incesante guerra contra el lobo en Norteamérica (Brown 1992).

En 1880, banqueros británicos y escoceses iniciaron una invasión financiera a la región occidental de América, y crearon gigantescas compañías ganaderas a lo largo millones de acres de pastizales. (Bifkin 1992a); e hizo del suroeste de los Estados Unidos un gran rancho ganadero, donde el sobrepastoreo era desenfrenado (Brown 1992). América era responsable del 90% de la carne importada a Inglaterra y la ganadería se convirtió en un negocio muy competitivo (Bifkin 1992b).

En años posteriores, la situación ganadera en Estados Unidos se vio comprometida fuertemente por la depresión económica de 1884 y una serie de tormentas invernales en 1886 que mataron a decenas de miles de cabezas de ganado; algunos productores llegaron a perder hasta el 70% de su hato (Bifkin 1992b). Con los ganaderos en bancarrota, la depredación de ganado se

convirtió en un tema de gran importancia y se buscó erradicar a los depredadores; ya que afectaban de manera directa los intereses económicos de los propietarios (Brown 1992).

El año de 1890 fue deficiente en lluvia, los siguientes años tampoco tuvieron suficiente precipitación en verano, y en 1893 la industria ganadera colapsó. Tan solo en Arizona, la pérdida del 50 al 70% del ganado, los caprichos en el mercado y el deterioro ambiental hicieron que la ganadería fuera una empresa marginal; una condición que permaneció hasta 1930 (Brown 1992). Las abundantes cantidades de ganado muerto ofrecieron a condiciones favorables para los lobos y su expansión territorial y en 1890 se tuvo la mayor población de lobos que se tenga registro (Young 1944, Scudday 1977, 1992).

Estas condiciones dieron inicio al incesante control de las poblaciones de lobos por la PARC, fuertemente apoyado por naturalistas y lóberos. La PARC reportó más de 900 muertes de lobos en Nuevo México y Arizona de 1915 a 1925, y se cree que en números mayores de 1890 a 1915 (Young y Goldman 1944, Brown y Parsons 2001). Tan solo entre los años 1915 a 1920 las operaciones de PARC reportan 370 lobos “controlados” en Nuevo México y Arizona (Brown 1992).

Antes de este periodo, los depredadores eran solamente cazados como trofeos por sus pieles y en menor medida, por considerarlos una molestia; siendo hasta este momento el ganadero y su personal los encargados del control de depredadores. En ocasiones, si las cosas se salían de control y el dueño podía pagarlo, se contrataba a un cazador profesional para erradicar al depredador. Pero a partir de la crisis económica en la ganadería, se hizo popular el antiguo sistema por pago de recompensas, que pagaba al cazador de acuerdo a su colecta (Brown 1992). Para 1893 se crea en la legislatura territorial de Arizona-Nuevo México el Acta Territorial de Recompensas que disponía financiamiento para el pago de recompensas por depredadores. Esta fue la primera medida oficial contra los lobos, reproducida en casi todos los estados de EU y México (Brown 1992).

Históricamente, los daños causados por fauna silvestre se vuelven más significativos cuando existen periodos de deterioro económico. La primera Guerra Mundial (1914-1918) forzó una demanda militar en recursos y se tuvo que dejar a un lado la agricultura, lo que resultó a nivel

mundial en escases y aumento en los precios de alimentos; esto llevó en Estados Unidos a una preocupación por la producción pecuaria, que, al verse amenazada por las depredaciones, hizo que el congreso de EU destinara \$125,000 de dólares para el control de depredadores (Conover 2001).

En 1915 en EU se crea la división de control de depredadores y roedores (Division of Predator and Rodent Control, PARC), cuya misión era erradicar a los grandes depredadores bajo el argumento de representar una amenaza para el ganado. Ligon, Aldo Leopold y otros naturalistas utilizaron el pretexto de la guerra para justificar la intensificación del control de depredadores, cualquier pérdida de ganado podría significar dólares y centavos del esfuerzo de guerra (Brown 1992). En 1919, Mark E. Musgrave, inspector en Arizona, estimó que los costos por pérdidas de ganado debido a depredaciones ascendían en ese estado a más de 1.5 millones de dólares (Brown 1992); estas y otras justificaciones hicieron popular contratar a tramperos profesionales para exterminar a los últimos lobos (Mech y Boitani 2007).

Extinción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*)

En años posteriores el lobo ya no representaba una amenaza real, solamente quedaban unos cuantos en el suroeste de los EU, que principalmente se encontraban en las Reservas Apaches y los ocasionales lobos inmigrantes de la Sierra Madre de México que eran considerados los responsables de importantes depredaciones de ganado. En consecuencia, en 1921 se buscó en Nuevo México crear una barda que separara a los Estados Unidos de México para prohibir la entrada de lobos, a pesar de que era conocido que esta no sería una solución efectiva; por lo que se propuso llevar cazadores a los estados de Sonora y Chihuahua para trabajar por un año en la cacería de lobos (Brown 1992).

La expansión de la frontera agrícola-ganadera reanudó después de una fuerte depresión económica en 1930. A partir de entonces se desarrollaron métodos más eficientes para el control de depredadores, incluyendo nuevos venenos y la cacería aérea con la asistencia de aviones. A

partir de entonces se tienen pocos reportes de lobos, la mayoría de ellos solitarios y en parejas; pero las grandes manadas no volvieron a reestablecerse (Brown 1992).

En México, en el periodo entre 1925 y 1950, la población se vio drásticamente reducida (Brown 1992). Un permiso de porte de armas debido al problema de abigeato, fue concedido en 1930 por el ejército a los ganaderos a través del pago de una licencia y renovación anual (Pérez-Martínez 2016a) posiblemente trajo daños para las poblaciones de lobos. Asimismo, es probable que, con la división de los latifundios en pequeñas propiedades privadas y comunitarias, los llamados ejidos, durante el reparto agrario (1934-1940), incrementara el número de habitantes en el territorio que ocupaba el lobo, y con ello posiblemente aumentó la disminución de presas por cacería, y en consecuencia el conflicto con el lobo incrementó por la depredación al ganado, a pesar de que en este periodo se intensificó el uso de venenos y trampas (Brown 1992).

En México, el gran problema con los depredadores se relacionaba directamente con crisis en la ganadería y se situaba principalmente en las zonas ganaderas de Chihuahua y Sonora (Reyna-Medrano 1993). La ganadería se calificó en estado de emergencia debido a los crecientes signos de sobrepastoreo en estas regiones, así como la pérdida de 200 000 cabezas de ganado entre los años de 1945 a 1948 por sequías y falta de pastos. Además de las presiones económicas y políticas impuestas por el gobierno mexicano centralista, como las cuotas anuales de 1938 a 1987 para prevenir la exportación y garantizar la provisión de carne a la Ciudad de México (Pérez-Martínez 2016a), la aplicación del “rifle sanitario” de 1946 a 1947 para erradicar la fiebre aftosa, que perjudicó a la mitad de los estados del país (Figueroa-Velázquez 2011), nuevos impuestos en 1952, más el desplome del precio de carne en EU y la apertura de la frontera a la importación de ganado en pie, dejó a la ganadería en un estado crítico (Pérez-Martínez 2016b).

A ello se sumaba que la ganadería sufría daños pérdidas entre el 6 y 25% por depredación de lobos y coyotes (Villa 1960). En consecuencia, se llevaron a cabo acuerdos y convenios entre las autoridades sanitarias mexicanas y estadounidenses, para llevar a cabo una campaña de 1952 a 1960 contra coyotes y lobos en las áreas ganaderas de los estados de Chihuahua y Sonora, para “atacar en sus causas la rabia y los daños graves a la ganadería”. Se sumaron a estos esfuerzos las asociaciones ganaderas de Nacozari de García, Sonora y Nuevo Casas Grandes en Chihuahua, y

Baja California, así como el Servicio de Fauna Silvestre del Departamento del Interior del gobierno estadounidense, cuyos técnicos corroboraron la existencia de una sobrepoblación de lobos y coyotes que estimaron exceder las mayores concentraciones conocidas en territorio de la Unión Americana (Reyna-Medrano 1993).

Las historias de lobos que destruían al ganado incrementaron. En un rancho en la sierra al sur de Durango los lobos habían matado, según el administrador 75 vacas en un año. En consecuencia, en 13 meses trabajadores dedicados al trampeo capturaron nueve lobos (Reyna-Medrano 1993). En Chihuahua, Ollie Glaze, un notable cazador fue contratado por dueños de ranchos americanos para trampear lobos y se tuvo como resultado centenares de ejemplares destruidos (Brown 1992).

En esta época se hizo popular el control químico mediante el uso de venenos “Canicidas” con los que fácilmente se podían matar docenas de animales, con menos horas laborales a comparación de las trampas, reduciendo costos administrativos. Los lobos aprendieron a evitar el veneno más utilizado, la estroctina; por lo que fue remplazado por tóxicos más letales (Villa 1960, Brown 1992). El USFWS adaptó el químico raticida monofluoroacetato de sodio, también conocido como “1080”, un veneno específico y eficaz para el control de depredadores, porque no podían detectarlo. Utilizado en México de 1950 a 1960 para el control de lobos, sus efectos fueron notables, ya que para 1958 se redujeron drásticamente las depredaciones de ganado (Brown 1992).

El uso de este veneno fue extendido en todo el territorio del lobo mexicano. En Nacozari de García, Sonora, de enero a abril de 1955 se cubrieron 167,000 Ha de terreno con 480 kg de carne tratada con 16g de monofluoroacetato de sodio; y en la región de Nuevo Casas Grandes, se usaron 1455kg de carne con 32g de veneno 1080 en 393,000 Ha (Baker y Villa 1959). Los resultados de esta campaña, calculados sobre la base de la carne envenenada, se estimaron para Sonora en 4600 coyotes y lobos envenenados y para Nuevo Casas Grandes 7800 lobos y coyotes (Reyna-Medrano 1993).

Es probable que conforme las poblaciones de lobos disminuyeron, el calendario cinegético publicado por la Secretaría de Agricultura y Ganadería, restringió la temporada de caza de esta especie por estado hasta declarar a la especie en veda. La cacería de lobos era libre en toda la República, hasta 1961, cuando se publican la primera restricción, permitiendo la libre cacería solamente en los estados de Chihuahua y Sonora. En los años siguientes los estados, temporadas y número de individuos permitidos varían (Almaraz-Romero 1991).

En el periodo de 1962 a 1963 la cacería solamente se permite en Chihuahua, Sonora, Jalisco y San Luis Potosí (Almaraz-Romero 1991); de 1963-1964 la cacería es libre para los estados de Chihuahua, Sonora, Jalisco y San Luis Potosí, restringida de noviembre a febrero a 5 ejemplares por día o en posesión en Aguascalientes, Guanajuato y Querétaro y prohibida para el resto del país (DOF 1963); de 1964 a 1965 libre en Chihuahua, Sonora, Jalisco y San Luis Potosí y restringida a 5 ejemplares de noviembre a febrero en Aguascalientes, Guanajuato y Querétaro (DOF 1964); de 1965 a 1966 libre en los estados de Baja California, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, restringida de julio a diciembre a tres ejemplares por día o posesión en el resto de la República (DOF 1965).

En el periodo de 1966 a 1968 se prohíbe la caza de lobo el año entero en toda la República (DOF 1966, DOF 1967); pero en el periodo subsecuente de 1968-1969 la caza es libre en Chihuahua y Zacatecas; desde octubre de 1969 a enero de 1970, y marzo de 1970 es libre para Zacatecas y Chihuahua, y libre en toda la República en mayo y junio (DOF 1969); mayo y junio de 1971 la caza de lobo es libre para todo el país, y enero y marzo del mismo año solamente se permite en Chihuahua y Zacatecas (Almaraz-Romero 1991).

A partir del calendario cinegético de 1972, se veda la cacería del lobo y queda a disposición de la Dirección General de la Fauna Silvestre mediante la expedición de una autorización especial (DOF 1972). En junio de 1977 con la publicación del calendario cinegético en el Diario Oficial de la Federación (DOF), en el artículo 4to, queda prohibida la caza del lobo por considerarse en peligro de extinción (DOF 1977).

En la década de los setentas, con el despertar del movimiento conservacionista se reconoce el papel ecológico del lobo como depredador tope y regulador de las poblaciones de ungulados;

gracias a ello, en 1974 se clasificó al lobo en peligro de extinción en el Acta de Especies Amenazadas (Endangered Species Act, ESA) de EU, lo que dio inicio a los programas de recuperación del lobo gris en el Norte de las Rocallosas, los Grandes Lagos y el Suroeste de EU (USFWS 2010).

El lobo mexicano, extinto en Estados Unidos desde 1970, fue incluido en el Acta de Especies Amenazadas hasta 1976; brindando protección total a la subespecie, lo que obligó al gobierno estadounidense a desarrollar un programa de recuperación para evitar su extinción.

Reintroducción

Tanto EU como México decidieron extraer del medio silvestre a los últimos lobos mexicanos para comenzar un programa intensivo de reproducción en cautiverio, con el fin de recuperar una población viable. En 1977 se realizan los primeros intentos de captura de los últimos lobos silvestres en México, a través de la entonces Dirección General de Fauna Silvestre en México y del Servicio de Vida Silvestre y Pesca de los Estados Unidos (USFWS por sus siglas en inglés), contrató a Roy McBride, famoso trampero de lobos, para capturar vivos a tantos ejemplares como fuera posible en la Sierra Madre Occidental (Cruz-Romo 2015). Los últimos lobos mexicanos en vida silvestre fueron capturados en Durango y Chihuahua; estos cinco individuos posteriormente se convirtieron en pie de cría para el programa de recuperación en cautiverio de la especie, formando lo que se conoce como “Linaje McBride”. (Brown y Parsons 2001).

En 1980 Mc.Bride realizó un censo logrando contar 50 lobos en libertad en todo México; para 1983 se estimó una población de 29 lobos mexicanos: 15 en el suroeste, 6 al norte y oeste de Durango; 2 lobos al este de Casas Grandes, Chihuahua, 6 en la Sierra del Nido, Chihuahua; y en 1989 se reporta como anécdota la presencia de una manada de 6 lobos en Sonora (Reyes y López 1989, López 1991).

En 1982 fue aprobado el Plan de Recuperación del Lobo Mexicano por el USFWS y la Dirección General de la Vida Silvestre en México, con el objetivo de “conservar y asegurar la supervivencia de *Canis lupus baileyi*, manteniendo en cautiverio una población reproductiva y

reestableciendo una población viable, sustentable, de al menos 100 ejemplares en el área de distribución histórica del lobo mexicano” (Brown y Parsons 2001). Este plan estableció tres a cinco liberaciones anuales de tres grupos familiares de lobos, esperando el crecimiento poblacional resultante de la reproducción natural, para alcanzar una población auto-sustentable (Brown y Parsons 2001).

Para 1994 el programa binacional de reproducción había conseguido una población de 92 lobos del linaje McBride; sin embargo, conforme continuó el programa, aumentaron las preocupaciones sobre la limitada diversidad genética de la población en cautiverio y el potencial de depresión por endogamia (Parsons 1996, Hedrick *et al.* 1997).

En cautiverio se contaba con dos poblaciones: en México en el zoológico San Juan de Aragón, se contaba con lobos de procedencia desconocida desde 1965; en Estados Unidos la población cautiva consistía en una hembra capturada en 1961 en Sonora y el macho capturado en 1959 al sur de Arizona. La pureza genética de estos dos grupos en cautiverio fue evaluada en 1992 por Wayne *et al.*, en 1996 por García-Moreno *et al.* y en 1997 por Hedrick *et al.*, quienes concluyen que estas poblaciones conforman dos nuevos linajes certificados: Aragón y Ghost Ranch, (Hedrick *et al.* 1997), que desde entonces se sumaron al acervo genético con el fin de incrementar la diversidad genética de la población fundadora de lobos (USFWS 2010).

En marzo de 1997 se aprobó el plan para reintroducir lobos mexicanos con el fin de establecer una población silvestre viable de no menos de 100 individuos. El 29 de marzo de 1998 se llevó a cabo la liberación de 11 lobos en tres grupos reproductivos en el Área de Recuperación de Lobo “Blue Range” (Blue Range Wolf Recovery Area), en los estados de Arizona y Nuevo México, EU (Parsons 1998, CONANP 2009); los lobos liberados y su progenie fueron denominados como una población “experimental no esencial”, ya que esto provee de flexibilidad en el manejo de potenciales conflictos lobo-ser humano, especialmente depredación de ganado (Parsons 1998).

En nuestro país, el lobo mexicano fue de los primeros proyectos de conservación considerados en el Programa de Conservación de la Vida Silvestre de 1997, a partir del cual se constituye el Proyecto de Recuperación de Especies Prioritarias del lobo gris mexicano (1999) y

Subcomité Técnico Consultivo Nacional para la Recuperación del Lobo (Cruz-Romo 2015). En el año 2007, con el establecimiento de la Dirección General de Vida Silvestre dentro de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), se estableció el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) del lobo mexicano y otras especies de fauna mexicana en peligro de extinción. El PROCER fue diseñado para operar a través de los Programas de Acción para la Conservación de Especies (PACE) que buscan generar recursos económicos para apoyar la ejecución de acciones precisas para la conservación de especies y la colaboración con otros sectores (Cruz-Romo 2015). En la actualidad, la conservación del lobo mexicano en vida silvestre se realiza a través del Programa de Acción para la Conservación de Especies (PACE): Lobo Mexicano a cargo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2009).

La primera reintroducción en México se realizó en octubre de 2011 con un grupo familiar de cinco lobos en Sonora, en predios privados que presentaban las características de hábitat adecuadas. Un estudio realizado en consenso por cuatro grupos identificó al área de la Sierra Madre Occidental al noroeste de Chihuahua y noreste de Sonora como el área más apta para la reintroducción de lobos (Araiza *et al.* 2012). En consecuencia, en octubre de 2012 y abril de 2013, se liberaron dos parejas más en Chihuahua; sin embargo, ninguno de estos grupos familiares logró sobrevivir (Lara *et al.* 2015).

Finalmente, gracias a las labores de conservación, el 16 de junio de 2014 se reportó a los primeros cinco cachorros nacidos en libertad en México, hijos de la tercera pareja de lobos liberada en diciembre del 2013, el macho M1215 y la hembra F1033 (Lara *et al.* 2015). En junio de 2015 se reportó el nacimiento de la segunda camada de lobos nacidos de la misma pareja y en 2016 se reportó el avistamiento de cuatro crías de esta manada conocida como “Mesa de Lobos” (CONANP 2016).

Para el año 2016 se reportaron 113 lobos en los estados de Arizona y Nuevo México, EU (USFWS, 2017); y para el mismo año, en México se reportaron 36 lobos en vida silvestre (CONANP, 2017).

Planteamiento del Problema

El panorama actual para la población silvestre de lobo mexicano es complicado. Su reintroducción implica la conservación de un ecosistema sano y propicia indirectamente la conservación de comunidades enteras del bosque templado, desierto y pastizales silvestres de las regiones del norte asociados a las cadenas de montañas de las Sierras Madre Oriental y Occidental (CONANP 2009). Sin embargo, restaurar poblaciones de lobos y asegurar su permanencia a largo plazo en vida silvestre es biológicamente sencillo siempre que tengan disponibilidad de presas suficientes, un hábitat adecuado y un tamaño poblacional sostenible. Pero socialmente la conservación de lobos en vida silvestre es un proceso altamente complejo, debido a que los lobos conllevan una fuerte carga cultural y simbólica (Wilmot y Clark 2005).

Años de prejuicio anti-depredadores, desinformación y conflictos reales con el ganado llevaron a la extinción al lobo mexicano en 1970 (Brown y Parsons 2001). La preocupación por la supervivencia de esta especie y el despertar de la conciencia conservacionista motivó la exhaustiva búsqueda de los últimos lobos mexicanos. Con los cinco individuos capturados en la Sierra Madre Occidental entre 1978 y 1981, inició el ambicioso proyecto para rescatar al lobo mexicano y, a largo plazo, establecer de nuevo poblaciones en los ecosistemas donde se erradicó (CONANP 2009). Como resultado de este exitoso proyecto, en 1998 se llevó a cabo la primera reintroducción a vida libre de esta especie en EU, y en México hasta 2011 (USFWS, 2017).

Estudios realizados por diversos grupos identificaron el área colindante al norte de Sonora Chihuahua, en la Sierra Madre Occidental, como el área de reintroducción con mayor prioridad por tener la mayor área con calidad de hábitat adecuada y una baja probabilidad de mortalidad para los lobos por interacción con el ser humano (Araiza *et al.* 2012). En esta región se llevaron a cabo las liberaciones y es donde actualmente se distribuye la población silvestre de lobos en México. Sin embargo, al conservar a esta especie fuera de áreas naturales protegidas, la situación se complica porque el lobo se distribuye en una red de propiedades, cuyo manejo depende de las decisiones que tomen los propietarios de la tierra.

Además, los individuos liberados enfrentan los mismos problemas que alguna vez amenazaron la supervivencia de las poblaciones originales: las dinámicas ecológicas que regulan a las poblaciones, como la competencia con otros depredadores y con su misma especie por presas, enfermedades, interacción e hibridación con perros ferales e híbridos de lobos, depredación de crías, incendios forestales; y las amenazas antropogénicas causadas por la expansión de la frontera agrícola-ganadera como la fragmentación del hábitat y la consecuente disminución de presas, la interacción negativa con animales domésticos y el ser humano, y el conflicto ganadero - lobo (CONANP, 2009). Estos peligros, que no han encontrado una solución, ponen en riesgo la población silvestre de lobos, su acervo genético, su función en la integridad de los ecosistemas (Estes *et al.* 2011; Ripple *et al.* 2014) y los servicios culturales que proveen como su valor histórico, escénico y cultural (Noss 2001).

En este planteamiento se considera uno de los mayores peligros que enfrentan los lobos: el conflicto ser humano-lobo por depredación de ganado (Angelici 2016), y el antagonismo derivado del mismo. La población silvestre de lobos en Chihuahua, México, se enfrenta a esta situación (Lara *et al.* 2015). En esta región, donde la identidad cultural se construye alrededor de la ganadería, el lobo no es bienvenido. Es por esto que el potencial de recuperación de la especie depende de entender, prevenir y manejar adecuadamente la relación antagonista entre lobos y ganaderos (Clark y Rutherford 2005).

Para investigar este escenario en nuestro país, se propone un modelo para visualizar espacialmente cómo el uso del territorio y el manejo ganadero influyen sobre las poblaciones de lobo mexicano; lo que ayudará a identificar las regiones con mayor oportunidad para la especie y aquellas donde la actividad humana puede ponerla en riesgo.

Objetivo general

Generar un modelo digital geográfico del riesgo para la población silvestre de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) por la actividad antropogénica.

Objetivos específicos

Definir las condicionantes ambientales y antropogénicas que determinan el uso del paisaje del lobo en el área de estudio al noroeste de Chihuahua.

Modelar la probabilidad de encuentro entre lobos y ganaderos propietarios de terrenos en función de uso de paisaje del lobo mexicano

Evaluar el riesgo de muerte para los lobos en un sistema de lógica difusa, con tres variables para generar la base de conocimiento que es: respuesta de los ganaderos a depredaciones, su tolerancia a la presencia de depredadores y su vulnerabilidad a la depredación.

Integrar los resultados del riesgo de muerte y el uso de paisaje del lobo en un Sistema de Información Geográfica para la caracterización del riesgo.

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la región chihuahuense donde se distribuye la población de lobos silvestres. Se encuentra en la sub-provincia de Sierras y Cañadas del Norte de la Sierra Madre Occidental (SMO), que comprende a las cuencas hidrográficas Lago Babícora, Casas Grandes Oeste y la parte alta de las cuencas del Río Santa María y Río Yaqui (Priego *et al.* 2007). Sus coordenadas extremas están entre las latitudes: 31°20'0.5' N y 28°40'58.50' N; y longitudes: 107°23'42.71'' W y 108°55'40.13'' W. (Figura 1).

El paisaje del área de estudio se caracteriza por la dominancia de formaciones volcánicas, con pendientes que varían de 40 a 70% en la mayoría de las montañas y de 6 a 12% en las mesetas. La elevación de estas geoformas varía entre los 1,800 y 3,200 msnm, con una media de 2,500 msnm (CONABIO 2014).

Los climas dominantes presentan tres grandes grupos: seco o árido (B), templado (C) y, en menor proporción, semicálido templado subhúmedo (A)C en los fondos de las cañadas al suroeste de la SMO. En las tres regiones climáticas se presentan los mismos regímenes de lluvias, pero existe un gradiente de disminución de la precipitación desde la zona alta de la SMO; la precipitación se divide en tres periodos: verano (de junio a septiembre), de secas (marzo a mayo) e invierno (octubre a febrero) (CONABIO 2014).

Los ecosistemas que se encuentran principalmente son los bosques mixtos y de coníferas, pastizales naturales, ecosistemas de matorral y en menor proporción, selva seca al suroeste en los fondos de las barrancas de la SMO (CONABIO 2014). Estos ecosistemas conforman el límite norte de las provincias biogeográficas del Altiplano Norte Chihuahuense y la Sierra Madre Occidental dentro del estado de Chihuahua (CONABIO 1997).

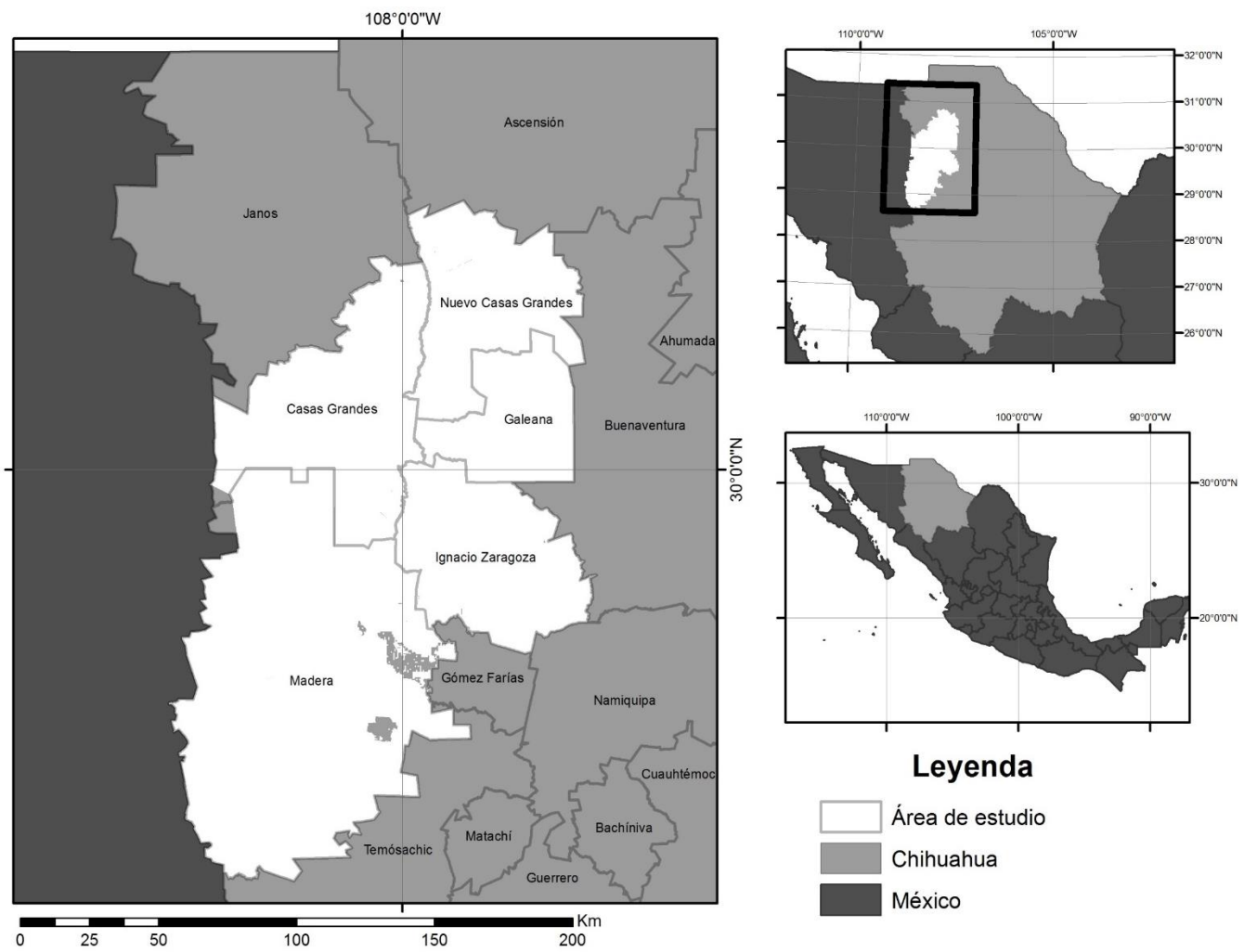


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio en el estado de Chihuahua, México.

Métodos

Para evaluar la extensión del riesgo de mortalidad para los lobos se utilizaron bases de datos espaciales (ver Tabla 1) que fueron integradas en QGIS (QGIS Development Team 2017), software libre para la integración de la información geográficamente referenciada y la creación de mapas.

Para la evaluación de las determinantes ambientales que condicionan el uso del paisaje del lobo mexicano al noroeste de Chihuahua, se proponen el tipo de vegetación, altitud y rugosidad del terreno; así como la densidad de caminos y carreteras, y la influencia de localidades humanas, considerados atributos negativos que restringen el uso del paisaje del lobo.

Con la finalidad de eliminar el sesgo que pudiera presentar la diversidad de escalas y valores en la información para modelar el uso del paisaje, todos los modelos digitales obtenidos fueron reclasificados y normalizados de 0 a 1; siendo el valor cercano a 1 el de mayor aptitud para el uso del paisaje para los lobos.

Para representar matemáticamente las costumbres y el manejo ganadero que determinan el riesgo de muerte para los lobos, se construyó un sistema de lógica difusa que evalúa la tolerancia a los carnívoros, la vulnerabilidad a depredaciones y la posibilidad de supervivencia de los carnívoros en el predio. Cada propiedad entrevistada fue evaluada en una escala de riesgo del 0 al 1, y posteriormente georreferenciada a la unidad catastral correspondiente.

Los valores obtenidos de cada modelo se añaden a una Ecuación 1 (ver *Ecuación 1*) para obtener el modelo digital que muestra, por niveles de riesgo, las áreas de conflicto entre el ser humano y el lobo en el socio-ecosistema donde actualmente interactúan. Para facilitar la interpretación del modelo, en la figura 2 se muestra su representación gráfica.

Ecuación 1:

$$\text{Riesgo para los lobos} = ((A + B + C) - (D + E + F))$$

Donde A corresponde a la vegetación; B a la altitud (m s.n.m.); C a la rugosidad del terreno, que conforman las condicionantes ambientales; mientras que D corresponde a la densidad de caminos y carreteras; E a la influencia de asentamientos humanos que constituyen a las restricciones antropogénicas para el uso del paisaje del lobo mexicano; y F corresponde a la evaluación difusa de los predios entrevistados.

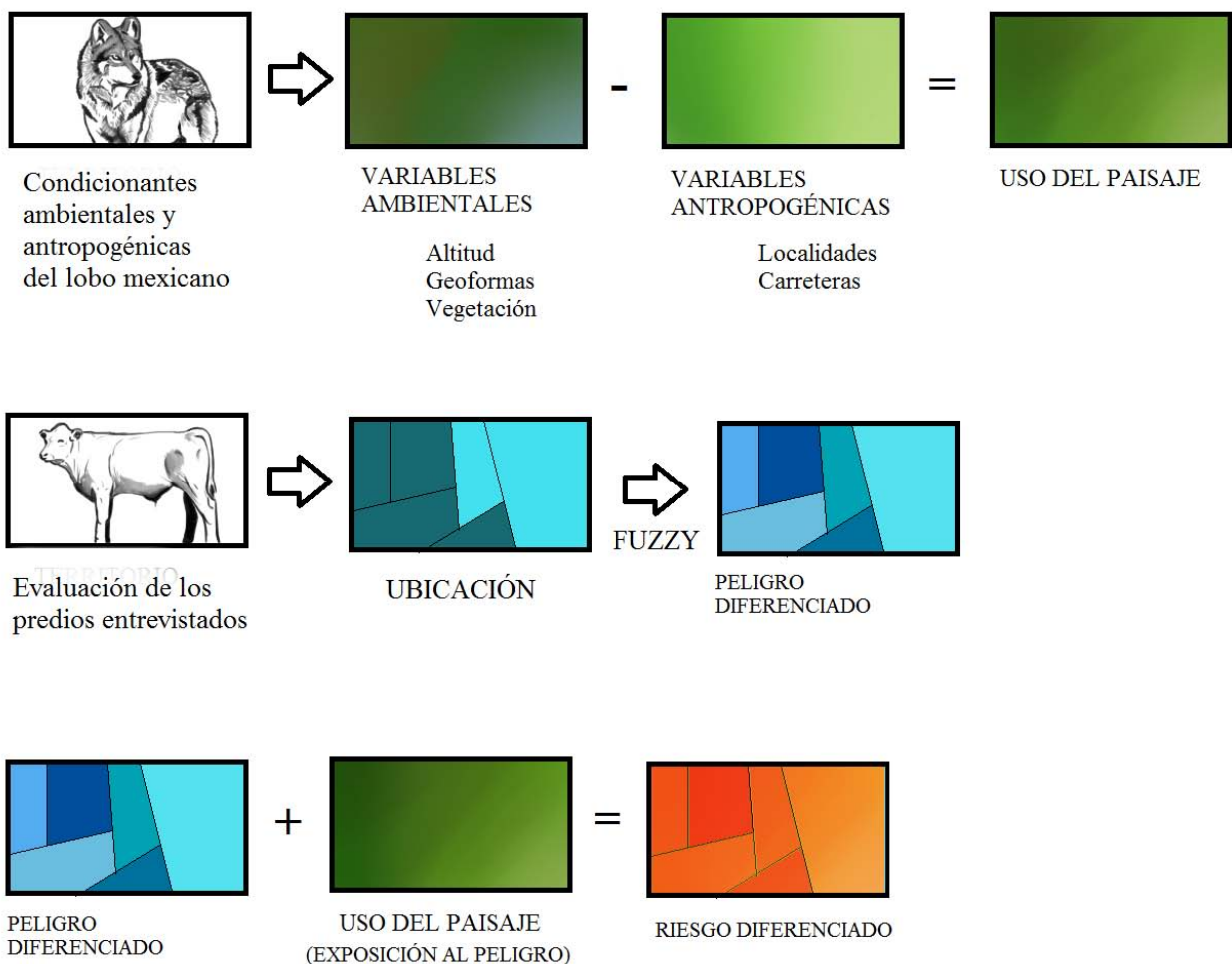


Figura 2: Representación gráfica de la metodología.

Modelación del uso del paisaje del lobo mexicano

La oportunidad de encontrar lobos en el área de estudio, se busca en función del uso del paisaje que esta especie tiene para su distribución geográfica. En la Tabla 1 se muestran los criterios considerados como condicionantes para el uso del paisaje del lobo mexicano, así como las bases de datos utilizadas para su modelación. Posteriormente se describen las variables y su justificación, las cuales se obtuvieron a partir de la literatura existente, y las recomendaciones y experiencia en campo de investigadores y técnicos expertos de la especie.

Tabla 1: Bases de datos de los criterios condicionantes y otros insumos utilizados para modelar el uso del paisaje del lobo mexicano.

Criterio	Base de Datos	Escala	Fuente
Cubierta vegetal y uso del suelo	Mapa digital del Uso de Suelo y Vegetación de México, Serie V.	1:250 000	INEGI, 2015
Altitud (m s.n.m.)	Mapa digital del Continuo de Elevaciones de México.	Resolución a 15 metros	INEGI, 2013
Rugosidad del terreno	Mapa digital del Continuo de Elevaciones de México.	Resolución a 15 metros	INEGI, 2013
Densidad de caminos y carreteras	Conjunto de Datos Vectoriales de Carreteras y Vialidades Urbanas Edición 1.0 (Chihuahua)	1: 50 000	INEGI, 2011
Influencia de asentamientos humanos	Mapa digital de la Regionalización Funcional de México	1: 250 000	SEDATU, 2015
División estatal y municipal	Mapa digital del marco Geo-estadístico Nacional	1: 250 000	INEGI, 2016
División Catastral	División de catastro de los municipios del área de estudio	1: 25 000	UGRCH, 2016

La literatura cita que el lobo mexicano se distribuye principalmente en áreas forestales montañosas por encima de los 1300m s.n.m., que incluyen comunidades de bosques de encino (*Quercus spp.* L. 1753), piñón (*Pinus edulis* Engelm. 1848), juníperos (*Juniperus spp.* L. 1753), pino ponderosa (*Pinus ponderosa* P. Lawson y C. Lawson 1936), bosques mixtos, y pastizales (Bailey 1931, McBride 1980, Brown 1983).

La rugosidad del terreno o geo-formas preferidas son los lomeríos de pendiente suave, mesetas, pie de monte y cordilleras separadas por amplios valles de pastizal y matorral. En general, evitan zonas desérticas y semidesérticas con escasos recursos de agua, presas y cubierta forestal (Brown y Parsons 2001).

Las áreas con gran influencia humana, como urbes y poblados, no se reporta que sean atractivas para esta especie. Las observaciones en campo demostraron que el lobo mexicano, si bien es una especie generalista, busca evitar núcleos urbanos grandes o áreas de actividad agrícola intensiva. Los caminos de terracería son un atrayente porque facilitan su desplazamiento y las carreteras pavimentadas no son un repelente activo. Sin embargo, Thiel (1985), Mech et al. (1988), Wydeven et al. (2001) reportaron que una densidad de carreteras superior a 0.58 – 0.74 km/km² no es favorable para la presencia de grupos familiares o territorios establecidos de lobos (Mech et al. 1988, Wydeven, Mladenoff y Sickley 2001).

En regiones con alta densidad humana o cerca de caminos muy frecuentados es más probable que los lobos sean encontrados por personas, por lo que aumenta la probabilidad de accidentes y acciones que pudieran ponerlos en riesgo (Henshar 1982). Es por esto que la densidad de carreteras y las poblaciones humanas entre más alto su valor representan mayor riesgo, por lo que se consideran criterios negativos o que reducen el uso del paisaje.

Condicionantes ambientales

Los rangos altitudinales y de rugosidad del terreno se modelaron a partir del Continuo de Elevaciones Mexicanas (CEM) (INEGI, 2013) para Chihuahua con una resolución de 15 m. Los resultados fueron reclasificados y normalizados en un rango del 0 al 1, donde 1 es el valor máximo de uso del paisaje y corresponde a la media o centroide de todos los valores obtenidos de los modelos de altitud y rugosidad.

Con base en la metodología de Carroll, Phillips y López-González (2004) para evaluar el uso de la vegetación, se asignó una probabilidad de uso y un valor a cada criterio de la Serie V de INEGI para el Uso de Suelo y Vegetación (INEGI, 2015) (Tabla 2), de acuerdo al uso del paisaje del lobo.

Tabla 2. Criterios de vegetación y uso de suelo, así como su valor asignado a la preferencia del paisaje del lobo mexicano.

Criterio	Probabilidad	Valor
Bosque de Encino, Encino-Pino, Pino-Encino, y de Táscate	Muy Alta	1
Bosque de Pino; Pastizal Natural; Vegetación Secundaria Arbórea de Bosque de Pino y de Pino-Encino; Vegetación Secundaria Arbustiva de Bosque de Encino, de Encino-Pino, de Bosque de Pino, y de Bosque de Pino-Encino	Alta	0.8
Pastizal Halófilo; Pastizal Inducido; y Vegetación Secundaria de Pastizal Natural	Media	0.6
Bosque de Galería; Bosque de Mezquite; Mezquital Xerófilo; Sin Vegetación Aparente; Vegetación de Galería; Vegetación Halófila Xerófila; Vegetación Secundaria Arbustiva de Bosque de Mezquite; y Vegetación Secundaria de Matorral Desértico Micrófilo	Baja	0.4
Vegetación Secundaria de Mezquital Xerófilo; Agricultura de Riego Anual, Anual y Perenne, de Humedal Anual, Anual y Semi-perenne, de Temporal Anual, de Riego Permanente; Cuerpo de Agua; Desprovisto de Vegetación; Matorral Semidesértico Micrófilo; Matorral Subtropical; Selva Baja Caducifolia; Vegetación de Desiertos Arenosos; Vegetación Secundaria Arbórea de Selva Baja Caducifolia, de Vegetación Halófila Xerófila; Zona Urbana; y Asentamientos Humanos.	Muy Baja	0.2

Condicionantes Antropogénicas

La densidad de carreteras se evaluó de acuerdo al grado de pertenencia de los valores en una distribución normal; siendo la menor densidad (km/km^2) de caminos la que mayor preferencia del paisaje tienen los lobos. Estos valores se normalizaron en un archivo tipo raster del 0 al 1, donde los valores cercanos a uno corresponden a una mayor densidad de carreteras.

Para evaluar la influencia de los asentamientos humanos se utilizó el producto elaborado por la Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano (SEDATU): Regionalización Funcional de México (2015), la cual identifica y delimita áreas o polígonos territoriales a partir de las dinámicas existentes en los asentamientos humanos, de sus capacidades de enlace y conectividad terrestre y, en consecuencia, de las posibles interrelaciones entre éstos y su entorno. Pretende ser un marco de análisis para la implementación de políticas públicas para el desarrollo regional considerando cinco niveles de unidades de análisis: Sistemas Urbano Rurales, Subsistemas Urbano Rurales, Centros Articuladores del Sistema, Centros Integradores de Servicios Básicos Urbanos y Centros Integradores de Servicios Básicos Rurales (SEDATU 2015).

Se consideraron los “Subsistemas Urbano Rurales” (Subsur) y los “Centros Articuladores del Sistema” (CAS) para este estudio. Los Subsur corresponden a poblaciones mayores a 15 mil habitantes y menores de 300 mil, con alta capacidad productiva en bienes y servicios, con infraestructura que facilita el intercambio de mercancías e información a nivel nacional, servicios financieros, de salud y de educación superior. Los CAS son poblaciones entre los 15 mil y 2500 habitantes, con servicios medianamente especializados que funcionan como lugares de transición entre los ámbitos urbano y rural; cuentan con educación básica, media superior, servicios de consulta externa, hospitalización, telefonía fija y celular más internet, servicios financiero y centros de abasto (SEDATU 2015).

La regionalización funcional se integró como un proxy del área de impacto de las poblaciones humanas y sus actividades, al estar construida a partir de las redes de circulación, el flujo de personas, bienes e información económica y social. Su delimitación está en función de la resistencia al desplazamiento intrínseca a la red de caminos y el tiempo de recorrido de los habitantes que utilizan para sus relaciones con la ciudad y su área de influencia; 20 a 40 minutos para los Subsur y 20 minutos para los CAS (SEDATU 2015).

Cada área de influencia de los Subsur y CAS se evaluó de acuerdo al número total de habitantes de cada área; de manera que el polígono con mayor población tuviera un valor más alto que aquellos con una menor población. Los valores obtenidos para cada área fueron normalizados en una escala del 0 al 1; siendo 1 el área con mayor población, y 0 cuando no se tuviera un área con población o localidad

Riesgo por conflicto

Obtención del conocimiento: entrevista

Las áreas o situaciones que intensifican o atenúan el conflicto del lobo y la ganadería son producto de una red compleja y dinámica de valoración individual, social, y cultural (Dickman y Hazzah 2016). Estas variables son dependientes de la diversidad de actitudes, tradiciones, y conocimientos, que a su vez influyen fuertemente en el manejo que se da a la tierra y cómo responderán a la presencia de carnívoros o a un evento de depredación de cada productor.

El acercamiento a los productores fue indispensable para obtener este conocimiento, por lo cual se realizó en el área de estudio una entrevista dirigida a los propietarios de ranchos, privados y ejidales. Para conocer cuáles son las variables del manejo ganadero en la región de estudio y su relación con los eventos de depredación, se llevaron a cabo entrevistas dirigidas a los propietarios de ganado bovino, ya que son los principales afectados y de quienes depende el manejo del hábitat.

La entrevista se diseñó con preguntas sencillas que aportaran la mayor cantidad de información posible; ordenadas de manera lógica para facilitar el diálogo y realizable en un tiempo menor a 10 minutos (Apéndice II). En caso de no entender la pregunta, esta se replanteaba con modismos coloquiales o se daba una explicación. En el acercamiento a los productores, la entrevista se presentó como un estudio para entender el manejo ganadero en la región y evaluar sus implicaciones ambientales. Buscando reducir la incertidumbre y la imparcialidad en las respuestas, las preguntas y la entrevista no abordaron a los lobos o a otros depredadores como temas centrales de la investigación. Todos los entrevistados al momento de responder daban su consentimiento para el uso de la información con fines académicos y se aseguró el respeto al anonimato de los encuestados.

Las entrevistas se llevaron a cabo entre los meses de junio a agosto del 2016, por seis horas diarias de lunes a viernes. Se realizaron en sitios frecuentados por los ganaderos como: veterinarias, tiendas de alimentos para animales de granja, dependencias de Asociaciones Ganaderas municipales y estatales, y ocasionalmente en el predio entrevistado.

Se realizó un análisis de la información obtenida de acuerdo al carácter de la misma. El promedio, desviación estándar y valores máximo y mínimo se obtuvieron a partir de las variables cuantitativas: tamaño de los predios, carga animal por hectárea, y la dependencia económica a la ganadería para todos los predios, y específicamente para los ejidos y predios privados.

Para evaluar las variables cualitativas como las principales actividades que se realizan en los predios, tipo de manejo, razas de ganado, causas por las que muere ganado, conocimiento sobre el Fondo de Aseguramiento Ganadero, carnívoros que han depredado ganado en el predio entrevistado, acciones ante un evento de depredación y conocimiento sobre la presencia de lobos, se utilizó el porcentaje relativo de cada tipo de predio (privado y ejido) y para el total de entrevistados. Para ello se contabilizaron los predios que correspondían a cada categoría determinada, sin importar si pertenecían a más de una, y se estimaba el porcentaje de predios del total de entrevistados (ejidatarios, privados o total) que corresponden a dicha categoría.

La alta complejidad para evaluar las respuestas y su representación matemática para su interpretación llevó al diseño de un sistema de lógica difusa; una herramienta poco convencional en las ciencias ambientales, pero que tienen una gran aplicación para modelar el pensamiento humano (Mordeson 2015).

Representación matemática del conocimiento

Para la evaluación de las variables del riesgo antropogénico se utilizó un sistema de inferencia de lógica difusa, que se construyó en lenguaje de programación Python (Van Rossum, 2017), cuyos conjuntos difusos y reglas fueron modelados a partir del conocimiento de expertos. El código que se utilizó para la construcción del sistema y el diseño de reglas se encuentran en los Apéndices: Código (VI) y Representación Gráfica de los Conjuntos Difusos (VII).

En la Figura 3 se muestra el diagrama básico de un sistema de inferencia difuso. Estos sistemas nos permiten realizar un mapeo de datos de entrada a una o varias salidas utilizando reglas difusas del tipo *Si – entonces* (Chacón 2007) Los datos de entrada corresponden a la base de datos construida a partir de las respuestas obtenidas por las entrevistas.

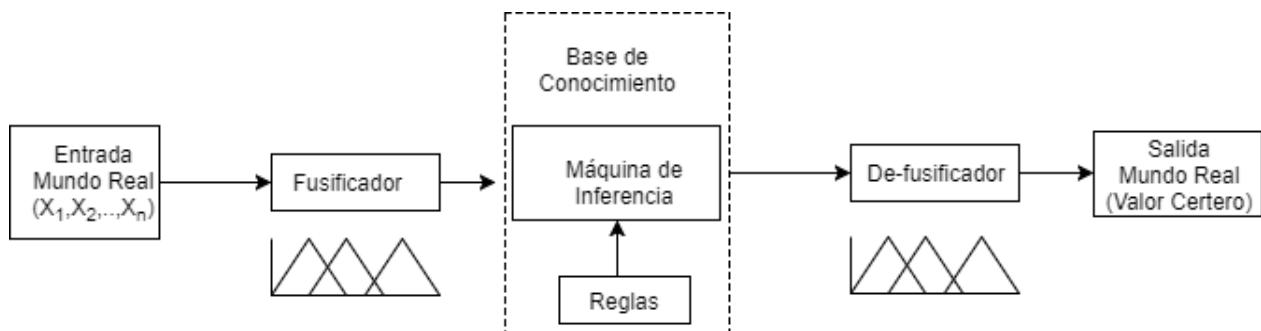


Figura 3. Diagrama General de un Sistema de Inferencia Difuso (Modificado de Chacón 2007).

El bloque “fusificador” consiste en transformar la información discreta o rígida a valores difusos. El bloque de reglas y máquina de inferencia, se propone con ayuda de la opinión de expertos. El bloque de reglas es un conjunto de reglas lingüísticas que buscan sintetizar el conocimiento de un experto para resolver el problema a tratar; mientras que la máquina de inferencia determina el grado en que el antecedente de las reglas se cumple, lo cual determina un valor de aportación de la regla. El sistema de inferencia agrega las aportaciones de las reglas generando una salida difusa. Finalmente, la salida difusa es convertida nuevamente a un valor rígido o valor real por el “de-fusificador” (Chacón 2007).

Se proponen tres sub-universos para evaluar el riesgo de mortalidad para los lobos: tolerancia a eventos de depredación, vulnerabilidad a eventos de depredación en función del tipo de manejo y riesgo de muerte para depredadores en función de las prácticas y experiencias ante depredaciones. Estos sub-universos fueron divididos a su vez en variables modeladas por conjuntos difusos para facilitar su estudio.

El sistema evalúa la información de manera jerárquica (Figura 4). Primero asigna un valor de pertenencia a los conjuntos difusos de cada variable. Estos valores se evalúan en las reglas construidas para obtener un resultado o consecuente; el cual se reingresa al sistema como antecedente de los sub-universos, y finalmente se asignan un valor de salida del riesgo de muerte para los lobos en una escala del 0 al 1. Los resultados del sistema se proyectan al predio correspondiente en el mapa de catastro del área de estudio.

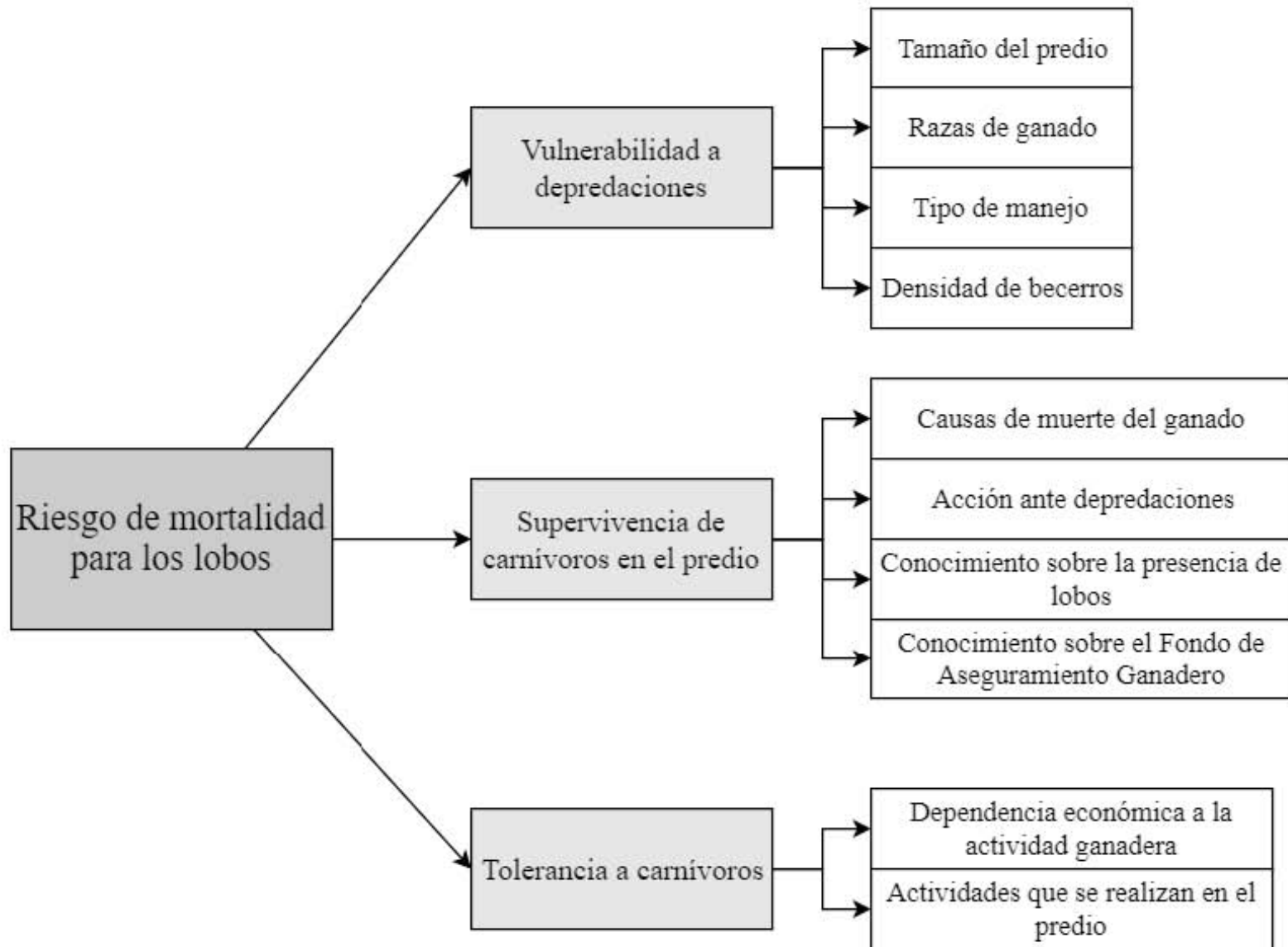


Figura 4. Diagrama del Sistema de Lógica Difusa para la evaluación del riesgo de mortalidad para los lobos. Cada cuadro representa una variable, y cada una de ellas está conformada por conjuntos difusos (Apéndice VII).

Vulnerabilidad a depredaciones

El subuniverso “Vulnerabilidad a depredaciones” busca evaluar cómo el área del predio o rancho, el manejo del ganado dentro del mismo las razas de ganado y la densidad de becerros, influyen en la probabilidad de depredación de becerros en cada rancho. A continuación, se da una descripción de cómo se propone modelar la influencia de cada una de estas variables, así como los conjuntos difusos que las conforman.

El tamaño de un terreno tiene gran importancia en la severidad del daño. Generalmente, el valor neto del daño aumenta lentamente conforme el tamaño del terreno crece, mientras que la proporción del daño disminuye conforme el tamaño del terreno aumenta, ya que el perímetro aumenta más lentamente que el área, respecto a la densidad de ganado (Conover 2001).

En general, en la ganadería se han favorecido razas que han perdido comportamientos y órganos destinados a la defensa contra depredadores para facilitar su manejo (Johnsson *et al.* 2001, Mignon *et al.* 2005, Muhly y Musiani, 2009), como las razas europeas; de alto interés económico, dóciles y con escaso cuidado parental, y por lo tanto, más susceptibles a la depredación que las razas criollas, con cuernos y de carácter asilvestrado.

Debido a que diversos autores reportan que los animales juveniles son depredados a tasas mayores que los adultos (Yom-Tov *et al.* 1995, Stahl *et al.* 2001, Oakleaf *et al.* 2003, Michalski *et al.* 2006, Stewart *et al.* 2011) se sugiere la densidad de becerros como un proxy para evaluar la depredación potencial. Diversos autores encontraron que los grandes hatos de ganado sufren un porcentaje menor por pérdidas de depredadores que pequeños hatos, aun cuando el número de animales depredados era más alto en hatos más grandes (Robel *et al.* 1981); es decir, la percepción del daño es mayor cuando existe una baja densidad de becerros. Sin embargo, para este modelo se utilizó la disponibilidad de presas y no la percepción del daño, por lo que el modelo asigna una mayor vulnerabilidad a depredaciones a los predios con mayor densidad de becerros.

El tipo de tenencia se relaciona al tipo de manejo (Apéndice: Productores privados (V) y Ejidos (IV)) y modela el manejo ejidal como muy vulnerable a las depredaciones, porque en general, el tipo de manejo que tienen es tener a los animales sueltos y dispersos en grandes terrenos sin cercar, con poca vigilancia y se considera de alto riesgo en muchas dimensiones (CEAL 1975). Todo esto hace que la probabilidad de depredación aumente significativamente.

Otras formas de manejo son por sí mismas un mecanismo de defensa y prevención para las depredaciones (Suzanne *et al.* 2008). Como el manejo holístico, que requiere la vigilancia diaria del ganado y fomenta el instinto de manada (CEAL 1975, Rodríguez-Muela 2016); así como el uso de corrales, que protegen con barreras físicas sólidas a los animales además de ser visitados diariamente. Las características en estos dos tipos de manejo hacen que las depredaciones sean poco probables.

En comparación, el manejo rotacional consiste en cercar grandes áreas del terreno y mover a los animales en estas divisiones conforme a la disponibilidad de agua y pasto. Este se realiza de dos maneras: con becerros que nacen en una época determinada del año (empadre) y con becerros que nacen a lo largo de todo el año (sin empadre) (Melgarejo-Velázquez y Ramírez-Loeza 1996). La rotación con empadre se considera de menor vulnerabilidad a las depredaciones que la rotación sin empadre, porque el ganado se vigila con mayor frecuencia; lo que se traduce en mayor actividad humana que ahuyenta a los depredadores. Además, como las pariciones se concentran en una época específica del año, la probabilidad de depredación se reduce significativamente si los esfuerzos de vigilancia aumentan en la etapa vulnerable de los becerros. (Suzanne *et al.* 2008, Lance, Primm y Inman 2015)

Las variables y conjuntos difusos asignados para el estudio del riesgo de depredación que se crearon son los siguientes:

Tamaño: privado pequeño, privado grande, ejido.

Raza: criolla, registro.

Manejo: corrales, holístico, rotación, sueltos.

Becerros: relativamente pocos, medio, relativamente muchos.

Supervivencia de carnívoros

La supervivencia de los carnívoros se interpretó en función de las prácticas y experiencias que tienen los ganaderos cuando hay depredaciones. Los factores que se proponen para modelar la supervivencia son: las causas por las que se ha perdido ganado, si la depredación por carnívoros es una de ellas, qué se hace cuando se tiene algún evento de depredación, si se conoce el seguro ganadero y el conocimiento sobre la presencia de lobos en la región.

Las personas que sufren eventos de depredación pueden responder de manera positiva, neutra o negativa hacia el depredador. De manera positiva, se buscan técnicas de coexistencia como la vigilancia activa, el uso de técnicas de disuasión y el cobro de compensaciones por depredación. En contraste, las actitudes negativas derivan indiscutiblemente en la muerte o caza del animal; esta puede ser por trampeo, disparos o contratar directamente a una persona que se encargue de la muerte del animal. Se puede también recurrir al uso de venenos, una actividad extremadamente peligrosa por su baja selectividad y alta efectividad por un periodo prolongado de tiempo; el uso de veneno representa un bajo costo de inversión con una alta eficiencia, haciéndolo muy atractivo. Pueden tomar una postura neutra donde no se lleve a cabo ninguna acción en caso de depredación (Beyer *et al.* 2006)

El Fondo de Aseguramiento de la Confederación Nacional de Organizaciones Ganaderas “protege el inventario nacional de bovinos, ovinos y caprinos, contra los riesgos de muerte y sacrificio forzoso, como consecuencia directa e inmediata de las lesiones que se ocasionen por el ataque de depredadores” (CNOG 2016). Para la modelación se considera que tener conocimiento sobre este seguro puede considerarse como una técnica de coexistencia o una alternativa previa a tomar medidas letales de control. Sin embargo, si se tiene conocimiento sobre el seguro pero el propietario no ha sido remunerado por pérdidas, encuentra complicado el proceso de reporte o dice que “no funciona”, este instrumento reduce su efectividad como una técnica de coexistencia.

Muchas pérdidas que aparentan ser por causas naturales o por otros depredadores, son atribuidas exclusivamente a los lobos. En muchos casos donde los lobos son raros o están en peligro de extinción los ganaderos son compensados por pérdidas debido a lobos, pero no por otras causas de mortalidad en el ganado; por lo cual, muertes debidas a coyotes, zorros o perros ferales son culpadas a los lobos para que se pueda recibir la compensación (Alderton, 1956). Por ello, se considera para este modelo que las personas sin conocimiento sobre la presencia de lobos, asociarán las depredaciones a otros carnívoros y los avistamientos a coyotes o perros. En cambio, si se conoce con precisión el número de lobos liberados y la región que habitan o se tiene una idea de la presencia de los lobos, es probable que se les asocie cualquier depredación. La situación más peligrosa es cuando se exagera el número de lobos y el daño que causan, con la finalidad de extender una actitud negativa hacia la especie.

Cuando evaluamos las causas por las que se pierde o muere el ganado, se debe considerar a la sequía como un factor importante, porque es una amenaza muy recurrente, de gran magnitud, con efectos acumulativos que pueden prolongarse por varios años y que, no puede ser controlada (Reyes-Gómez *et al.* 2006); si a esto se suma la presión por depredación, se considera que su amenaza aumenta considerablemente. En cambio, cuando se considera a la depredación como la única causa por la que muere ganado, la amenaza que se ve en los depredadores es alta. En contraste, cuando evaluamos las causas por las que pierde o muere el ganado, y no se tienen depredaciones reportadas, difícilmente se verá al lobo o a otros depredadores como una amenaza.

Las variables y conjuntos difusos asignados para el estudio de la supervivencia de carnívoros en el predio son los siguientes:

Causas: otras, sequía, depredación.

Acción: coexistencia, no reporta daños, ninguna, letales, veneno.

Presencia: desconoce, conoce, tiene idea, exagera.

Seguro: funciona, conoce, no funciona, no conoce.

Tolerancia a carnívoros:

La tolerancia a los carnívoros se construye por factores relacionados a valores económicos, ecológicos y culturales (Kellert *et al.* 1996). Las personas reaccionan a la presencia de una especie dependiendo de la vulnerabilidad que tienen a sus impactos. Esta se relaciona con el capital que una persona posea para solventar gastos en estrategias para proteger sus activos económicos, ya que se deberá invertir tiempo, energía y dinero (Marchini 2014).

Bajo esta teoría, una fuerte dependencia económica a las actividades ganaderas del rancho hace que cualquier pérdida sea menos tolerada, lo que incrementa el riesgo de una reacción negativa o de venganza hacia el depredador. Una actividad que se concentre exclusivamente en la ganadería verá a cualquier depredador como una amenaza directa a toda actividad en el rancho. Si la actividad del rancho se diversifica con agricultura, las presiones económicas y de manejo se reducen y puede verse en el lobo un menor peligro. De incluirse actividades de conservación en el rancho, aumenta la tolerancia, bajo el argumento de tener interés por la salud de los ecosistemas.

Las variables y conjuntos difusos asignados para el estudio de la tolerancia a carnívoros son los siguientes:

Dependencia económica: baja, media, alta.

Actividades que realiza: conservación, agricultura, ganadería.

Resultados

Uso del paisaje del lobo mexicano

El modelo digital comprende un área total de 27 994.54 km², y corresponde a los municipios de Janos, Casas Grandes, Nuevo Casas Grandes, Madera, Galeana, Gómez Farías e Ignacio Zaragoza al noroeste de Chihuahua (Figura 1). En esta región se evaluaron los atributos ambientales y antropogénicos, que son condicionantes para el uso del paisaje del lobo mexicano.

Los atributos ambientales corresponden a la altitud (m s.n.m.), tipo de vegetación y uso de suelo, rugosidad del terreno o geoformas: valles, lomeríos, mesas o mesetas, cañones y barrancas. Las restricciones antropogénicas, es decir, aquellas que son consecuencia de la actividad humana, son la densidad de caminos y carreteras y la regionalización funcional que representa el área de influencia de las principales poblaciones humanas. La integración de las variables (ver *Ecuación 1*) resultó en un modelo digital georreferenciado, con valores en una escala del cero al uno (0,1), donde 1 representa el valor más alto de uso del paisaje.

Se generaron dos mapas para evaluar la información, el primero, Mapa *Uso del Paisaje* o *Mapa a*, (Figura 5) que integra únicamente las condicionantes ambientales del uso del paisaje, como vegetación, altitud y rugosidad del terreno. El segundo, *Uso del Paisaje* o *Mapa b*, (Figura 6) integra las restricciones antropogénicas: densidad de carreteras y caminos, y regionalización funcional.

Para evaluar de manera sencilla la información obtenida al integrar las variables del modelo, se utilizó una escala colorimétrica para representar los valores obtenidos; donde las zonas con mayor uso del paisaje por el lobo mexicano están en color rojo, que se matizan del amarillo al verde y finalmente al azul, que representa las regiones cuyas características restringen el uso del paisaje de esta especie.

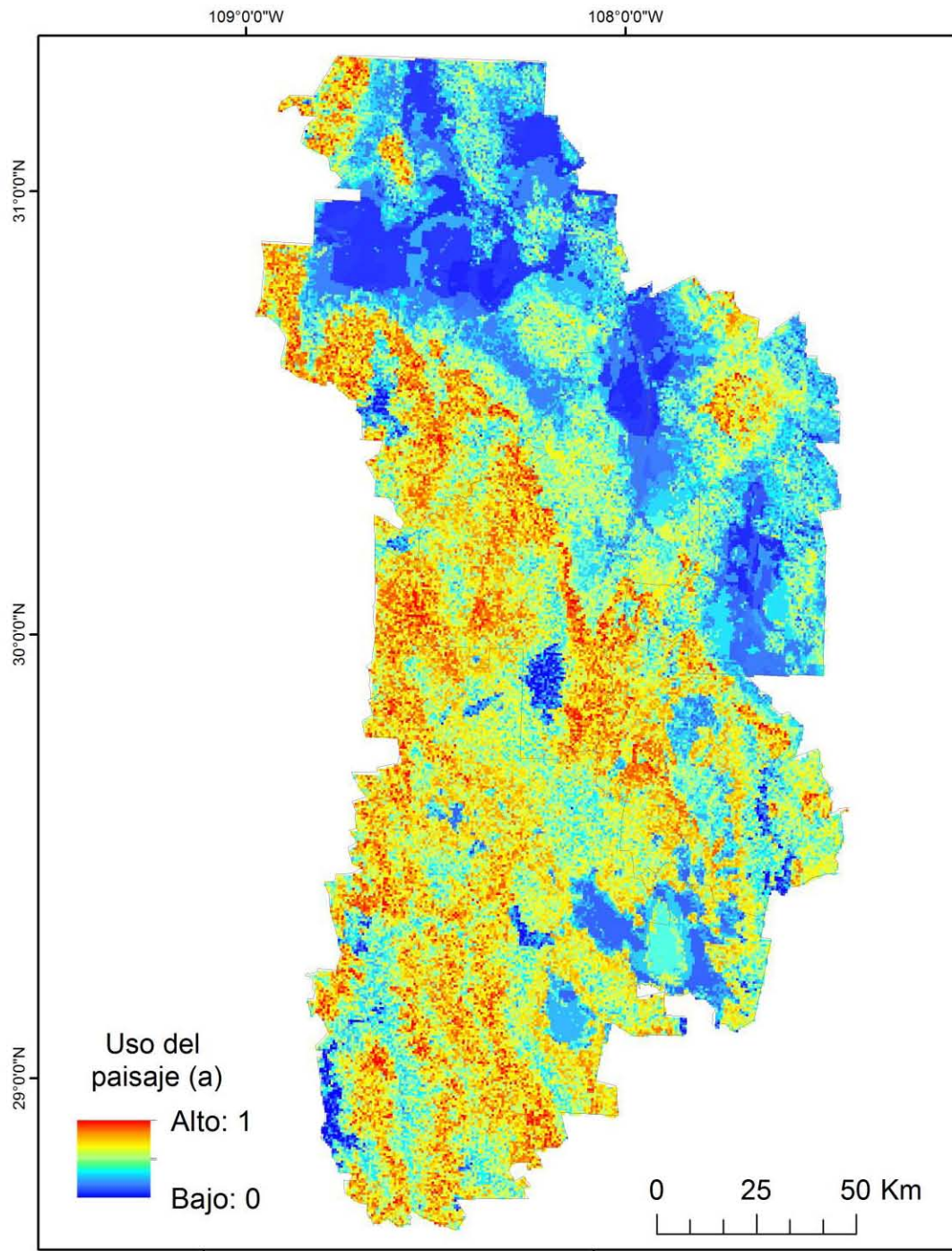


Figura 5. (Mapa a). Uso del paisaje del lobo mexicano en el área de estudio en función de las condicionantes ambientales. Se muestra en color rojo la región con mayor probabilidad de uso del paisaje del lobo y en colores azules aquellos con menor probabilidad.

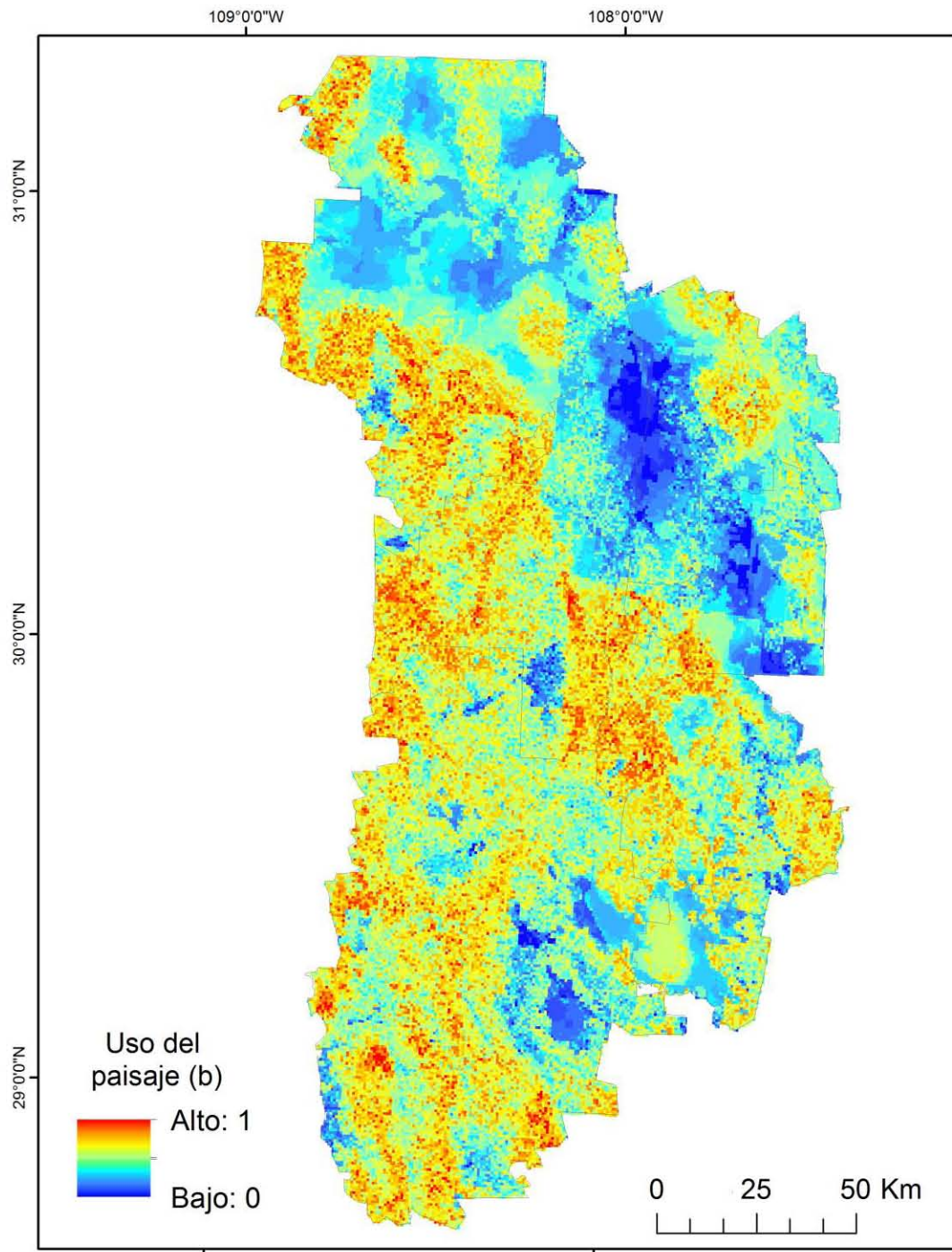


Figura 6. (Mapa b). Análisis del uso del paisaje del lobo mexicano obtenido en función de los criterios ambientales y antropogénicos en el área de estudio. En color rojo se muestra el mayor uso del paisaje del lobo, y en azul el más bajo.

Conocimiento obtenido de las entrevistas

Se tuvo un total de 139 entrevistas a propietarios de predios donde se realizan actividades de aprovechamiento pecuario, específicamente de ganado bovino, de los cuales 103 corresponden a ejidos y 36 a privados. Respecto a los privados, en promedio son ranchos de $2\,700 \pm 2\,480$ Ha, con un mínimo de cinco y un máximo de $11\,800$ Ha; los ejidos miden en promedio $9\,432 \pm 18\,000$ Ha, siendo el más grande de $141\,000$ Ha, y el más pequeño de 155 Ha.

El número de animales por hectárea varía en todos ellos, y depende de cada dueño. La mayoría de los ejidos ajusta su carga de ganado por hectárea conforme a los acuerdos que tienen internamente; en cambio, en propiedades privadas, la carga animal varía según las preferencias de cada productor. De todos los predios entrevistados la carga animal en promedio es de 0.04 animales por hectárea, con un máximo de 5.88 animal/Ha y un mínimo de 0.003 animales/Ha; siendo que en el estado de Chihuahua el promedio recomendado sea de 0.05 Ha/animal, con un máximo de 0.125 animales/Ha y un mínimo de 0.016 animales/Ha (Cotecoca, 2009).

Como se observa en la Tabla 3, en promedio, en la región se tiene una dependencia económica a las actividades ganaderas del 56.39% ; y es más alta para los ejidatarios ($58.95 \pm 28.45\%$) que para los privados ($48.33 \pm 33.77\%$).

Tabla 3. Promedio y desviación estándar del total de entrevistados (N: 137) de su dependencia económica a las actividades ganaderas.

Predios	Estadísticos	
	Promedio (\bar{X})	Desviación estándar (DS)
Ejidatarios	58.95	28.45
Privados	48.33	33.77
Total **	56.39	30.01

La Tabla 4 muestra las actividades que se llevan a cabo dentro de los ranchos, y destaca que el 42.44% corresponden a ranchos exclusivamente ganaderos. La mayoría realiza actividades de ganadería y agricultura o de doble propósito. En los ejidos se diversifica en mayor medida con

agricultura, mientras que en los predios privados se tiene mayor preferencia por el aprovechamiento forestal. Solo los predios privados se dedican a labores de conservación a través de UMAs.

Tabla 4. Porcentajes relativos al total de entrevistados (N: 137) de las principales actividades que realizan en sus predios.

Predios	Actividad				
	GAN	GAN AGR	GAN, AGR, FOR	GAN, UMA*	GAN, FOR
Ejidatarios	41.74	53.39	2.91	0	1.96
Privados	44.44	22.22	2.77	13.88	16.69
Total **	42.44	45.32	2.87	3.59	5.78

* Incluye a todas las labores de conservación.

GAN: ganadería; GAN y AGR: ganadería y agricultura; GAN, AGR, FOR: ganadería, agricultura, aprovechamiento forestal; GAN, UMA: ganadería y Unidades para el Aprovechamiento de la Vida Silvestre; GAN, FOR: ganadería y aprovechamiento forestal.

Respecto al manejo del ganado, como se muestra en la Tabla 5, muy pocos lo realizan en corrales o con manejo holístico, y solo en predios privados. El manejo con rotación de potreros se realiza en el 38.68% de los predios, pero la mayoría de ellos no tiene un manejo con empadre, es decir, las crías nacen a lo largo de todo el año. El 56.31% de los ejidatarios no tienen ningún tipo de manejo y el ganado pastorea libremente; si a ello se suman los predios que sí realizan rotación de potreros, pero no tienen cuidado en que las crías nazcan en una época determinada, obtenemos que poco más del 80% de los ejidos tiene un manejo de alta vulnerabilidad.

Tabla 5. Porcentajes relativos al total de entrevistados (N: 137) del tipo de manejo que se realiza en predios privados, ejidos, y en el total de los entrevistados.

Predios	Manejo				
	CORR	HOL	ROT.EMP	ROT.SIN	SUEL
Ejidos	1.94	0	6.79	28.15	56.31
Privados	22.22	5.50	25.00	22.22	25
Total	7.19	1.40	11.51	26.61	48.20

CORR: corrales; HOL: holístico; ROT. EMP: rotación y empadre; ROT.SIN: rotación sin empadre; SUEL: sueltos.

Las razas de ganado que se tienen en la región se presentan en la Tabla 6 con su porcentaje relativo al total de entrevistados. De manera general Charolais, Brangus y Angus son las razas más frecuentes en la región, seguidos de animales sin raza específica o cruza. Las razas más frecuentes en los ejidos son Charolais y Brangus, y en menor medida Angus; pero a comparación de los predios privados, no poseen animales de raza Holstein y Rodeo. En los predios privados las razas más representadas son Charolais, seguido de Brangus y Angus en igual porcentaje.

Tabla 6. Porcentajes relativos del total de entrevistados de las razas de ganado bovino en predios privados, ejidos, y en el total de los entrevistados.

Predio	Razas de ganado									
	Charolais	Brangus	Angus	Cruza	Limousin	Hereford	Holstein	Otras*	Rodeo	Beefmaster
Ejido	27.23	25.89	16.96	12.05	9.82	5.36	n/a	1.79	n/a	0.89
Privado	20.27	18.92	18.92	13.51	5.41	4.05	9.46	2.70	5.41	1.35
Total	25.50	24.16	17.45	12.42	8.72	5.03	2.35	2.01	1.34	1.01

*Otras: incluye a las razas Saleers, Cebú y Mascarillo, cuya representatividad en los predios entrevistados es menor al 0.67%

En la Tabla 7 se observa que, del total de entrevistados, el 64.02% no conoce el Fondo de Aseguramiento Ganadero para la indemnización económica por la pérdida de ovinos, bovinos y caprinos causada por el ataque de depredadores, a pesar que 44 de ellos reportaron depredaciones entre las causas de muerte de su ganado. De los que sí tienen conocimiento y han usado el Seguro para la indemnización de depredaciones, tan solo la mitad ha recibido satisfactoriamente el pago.

En la Tabla 7 también se muestra que las principales causas por las que se muere ganado en la región son: sequía, depredación y enfermedades; mientras que el resto de las causas lo compone robo, extravío, parto y accidentes. Es notable que, como se muestra en la Tabla 7, en predios privados, las enfermedades son una causa de muerte mayor que lo considerado por depredaciones; pero en los ejidos la depredación ocupa el segundo lugar de las causas por las que muere ganado. Esto puede estar relacionado al tipo de manejo, ya que en los ejidos lo más común es tener a los animales sueltos.

Tabla 7. Causas principales por las que muere el ganado y conocimiento sobre el Fondo de Aseguramiento Ganadero para depredaciones, en porcentajes relativos al total de entrevistados (N= 137).

Predios	Causas de muerte*			Conoce el FAG	
	SEQ	DEP	ENF	Sí conoce	No Conoce
Ejidos	35.02	23.62	18.14	23.52	76.48
Privados	28.37	17.56	20.27	11.02	88.98
Total	33.44	22.18	18.64	35.98	64.02

*El porcentaje restante pertenece a otras causas.

FAG: Fondo de Aseguramiento Ganadero; SEQ: Sequía; DEP: depredación; ENF: enfermedad.

Los principales depredadores reportados por los ganaderos que han causado daño, son: lobo (*Canis lupus baileyi*), oso (*Ursus americanus* Pallas 1780), puma o león (*Puma concolor* Linnaeus 1771), coyote (*Canis latrans* Say 1822), perro (*Canis familiaris* Linnaeus 1758) y gato montés (*Lynx rufus* Schreber 1777). En la Figura 7 se observa que tanto el puma como el coyote son reportados significativamente más que las otras especies de carnívoros. En los ejidos se reporta mayor daño por coyote que por otras especies (55.81% de los entrevistados reportaron haber tenido depredaciones de coyotes); en cambio en los predios privados el puma es el carnívoro que más respondieron les causaba algún daño (41.37% de los entrevistados reportaron haber tenido depredación de puma). Las depredaciones restantes se asocian a otros carnívoros como oso negro, gato montés y perros; y tan solo el 3.7% de las depredaciones son asociadas a lobos; principalmente en predios privados. Es decir, el lobo mexicano no es considerado como un depredador que cause daños significativos en la región.

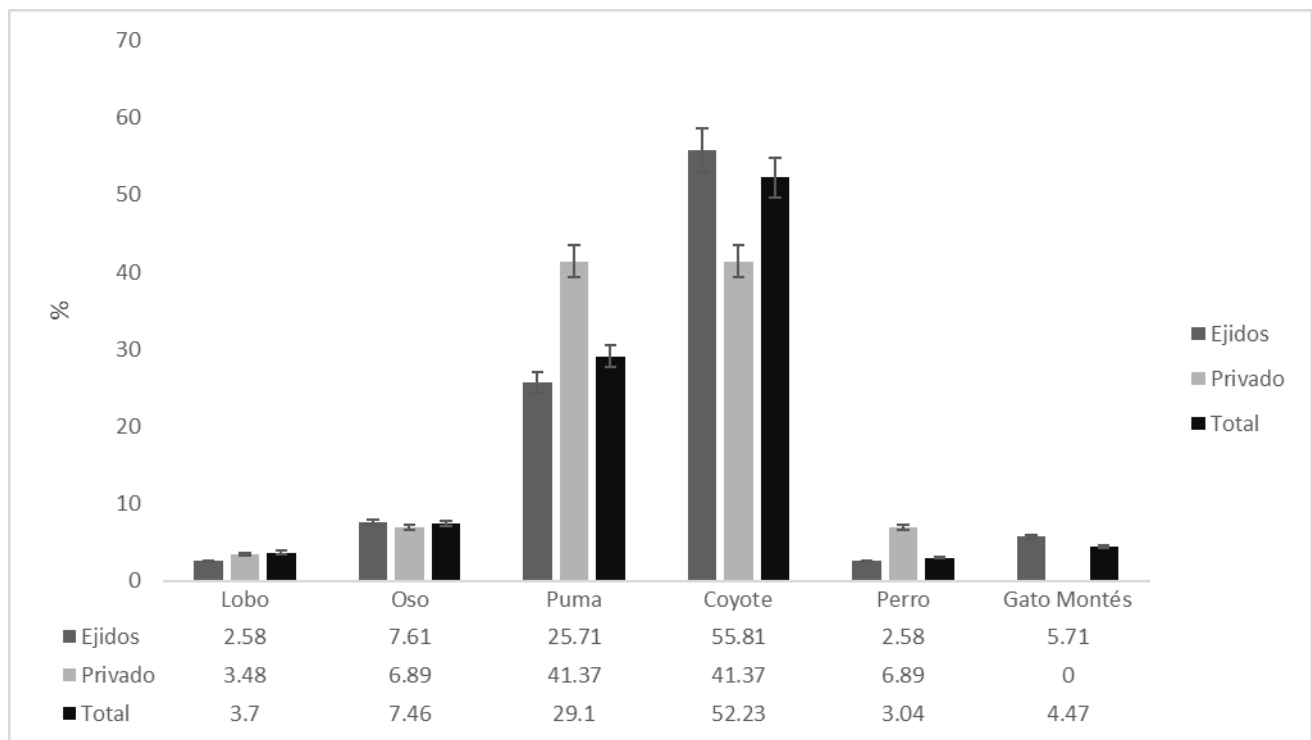


Figura 7. Carnívoros reportados que depredan ganado, y los porcentajes relativos al total de entrevistados (N= 137).

Respecto a la acción que se toma cuando hay un evento de depredación, como se observa en la Tabla 8, el 71.53% respondió que no hacen nada, ya sea porque saben que es ilegal, porque las depredaciones (coyote en ambos casos) son pocas o porque los carnívoros son parte del ecosistema y hay que respetarlos. Sin embargo, 15 personas que inicialmente no consideraron a la depredación como causa de muerte de su ganado, sí respondieron posteriormente que algún tipo de depredador los afecta.

De los predios que reportan depredaciones y sí realizan alguna acción al respecto, algunos toman acciones letales, como el uso de veneno y armas de fuego, específicamente para puma y coyote. Tan solo 9.48% de los predios, en su mayoría privados, toma acciones letales o negativas cuando hay un evento de depredación en su predio. El resto de los entrevistados no hace nada o no toma acciones, principalmente porque tienen conocimiento de la ilegalidad de ello, o no consideran que las depredaciones los afecten lo suficiente para tomar una acción.

El resto de la población entrevistada busca medidas de coexistencia que previenen las depredaciones y no dañan al carnívoro, como cercar, vigilar al ganado o tener más cuidado, cambiar el ganado de potrero a donde haya actividad humana o lejos del hábitat del depredador, ahuyentarlos con sonido, utilizar perros o burros para proteger al ganado, promover el instinto de manada; y atar un cencerro, trapo, o moño rojo al cuello de los becerros, para que el depredador desconfíe y no ataque al ganado (sic).

Tabla 8. Acciones que se toman después de que haber tenido un evento de depredación, en porcentajes relativos al total de entrevistados (N= 137).

Predio	Acción		
	NADA	COEX	LETALES
Ejidos	85.53	10.67	3.80
Privados	83.40	8.30	8.33
Total	71.53	18.98	9.48

COEX: utiliza técnicas de coexistencia.

De los predios entrevistados, el 72.26% desconoce la presencia de los lobos en la región (Tabla 9). De aquellos que sí saben que hay lobos, quince personas entrevistadas conocen con gran precisión dónde y cuándo fueron liberados los lobos (junio-agosto del 2016); cuatro exageran el número de lobos; y el resto sabe que hay lobos, pero su conocimiento no es muy preciso.

Tabla 9. Porcentajes relativos del total de entrevistados (N= 137) que conocen o desconocen la presencia de lobos en la región.

Predio	Presencia de Lobos	
	Conoce	Desconoce
Ejidos	25.25	74.75
Privados	38.89	61.11
Total	27.73	72.26

Representación matemática y espacial del conocimiento

Las variables relacionadas al manejo ganadero referentes al riesgo de mortalidad para los lobos, se modelan en el sistema de lógica difusa (Figura 4). La modelación del riesgo se evalúa en todas las salidas del sistema de inferencia difuso, que para facilitar su interpretación se ilustra en tres diagramas de bloque que simulan una superficie tridimensional. Los ejes X y Y, que representan las variables de Tolerancia: tolerancia a los carnívoros; Supervivencia: supervivencia potencial de los carnívoros; Depredación: vulnerabilidad a un evento de depredación; y el eje Z indica el riesgo de mortalidad. La superficie tridimensional obtenida de la interacción de las variables corresponde a las relaciones supervivencia-vulnerabilidad, supervivencia-tolerancia, y vulnerabilidad-tolerancia (Figura 8). Todas las figuras poseen un matiz colorimétrico que inicia en el azul y representa un riesgo de mortalidad bajo, hasta el amarillo que representa el valor máximo de riesgo.

La modelación de la supervivencia está en función del conocimiento que se tenga sobre el Fondo de Aseguramiento Ganadero (FAG) que cubre monetariamente la pérdida de ganado por depredación; el conocimiento sobre la existencia de lobos en la región, que influye en la supervivencia de los lobos o aumentan su riesgo de muerte por caza furtiva; cómo las causas por las que muere ganado y las acciones que se toman cuando se tiene una depredación influyen en la supervivencia de los lobos o aumentan su riesgo de muerte por caza furtiva.

Respecto a la vulnerabilidad a depredaciones, se tomó en cuenta la frecuencia de visita al rancho por parte del dueño, el tipo de manejo, las razas de ganado y el tipo de tenencia del rancho influyen en el riesgo de sufrir una depredación del ganado.

El valor de tolerancia se generó en función de la dependencia económica a las actividades ganaderas y las actividades que se realizan en el predio. El valor resultante puede interpretarse inversamente proporcional al riesgo de muerte para los lobos: a mayor tolerancia, menor riesgo; y a menor tolerancia mayor riesgo.

En este sistema tridimensional, la evaluación por predio corresponde a un punto de coordenadas (x, y) , donde cada eje representa a una variable. Al proyectarse en la superficie tridimensional, adquiere su valor de riesgo (coordenada z). Los valores obtenidos de riesgo se encuentran en el universo del 0 al 1, con un riesgo de mortalidad nulo en cero y se incrementa conforme se acerca al uno.

El riesgo final para cada predio es el valor máximo de z en todas las superficies. Este valor y su salida corresponden a la “fuzzificación de la información”. Por ejemplo, si se evalúa el valor de z de un predio y es de 0.3 en la superficie A; 0.2 en B; y 0.53 en C; el valor de riesgo final es de 0.53 lo cual nos representa el valor numérico de riesgo del predio evaluado.

La forma de cada superficie está determinada por cómo se han definido los conjuntos difusos de cada variable, y por las reglas que afectan la base de conocimiento obtenida por las entrevistas. En todas ellas el comportamiento es muy similar, formándose cuatro niveles de riesgo: muy bajo, bajo, medio y alto. Las relaciones muestran una diferencia entre ellas solamente en la proporción de los niveles, la inclinación de la conexión entre los niveles, pero la estructura de la superficie es muy similar en todas.

Para su interpretación es necesario “des-fuzzificar” la información, es decir, darle un valor que pueda ser interpretado en el mundo real. Para este estudio se consideró que el riesgo aumenta proporcionalmente conforme el valor obtenido se acerca al 1, y disminuye conforme se acerca al cero.

Puede interpretarse que reducir los factores riesgosos de cada variable pueden ayudar a disminuir el riesgo de mortalidad de los lobos. Sin embargo, los valores obtenidos son multifactoriales y en muchos casos son atributos emergentes del sistema, por lo que es difícil determinar con precisión qué características disminuyen o incrementan el riesgo, ya que dependen de las propiedades emergentes de cada predio.

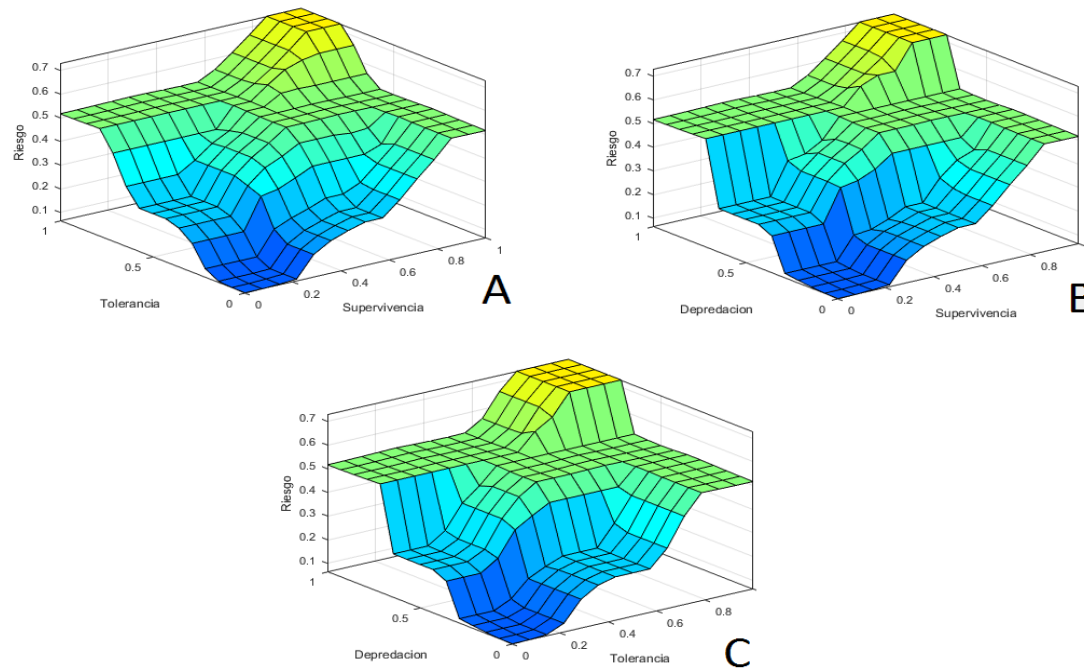


Figura 8. Composición de diagramas de bloque o superficies tridimensionales que modelan el riesgo de mortalidad para los lobos.

En la Figura 8, los ejes X y Y representan las variables de Tolerancia: tolerancia a los carnívoros; Supervivencia: supervivencia potencial de los carnívoros; Depredación: vulnerabilidad a un evento de depredación; mientras que el eje Z indica el riesgo de mortalidad. El matiz de colores representa el riesgo de mortalidad, que inicia en el azul, que representa un riesgo de mortalidad bajo, hasta el amarillo, valor máximo de riesgo. La superficie A corresponde al riesgo modelado por las variables tolerancia y supervivencia; la superficie B corresponde al riesgo modelado por las variables depredación y supervivencia, y la figura C corresponde al riesgo modelado por las variables de depredación y tolerancia.

Del total de entrevistas, 88 tienen georreferencia, y representan el 30% de todos los predios en el área de estudio; lo que determina un muestreo con un nivel de confianza del 90%, con un margen de error del 6.84%. El margen de error y la confianza del muestreo son adecuados para confirmar que la información obtenida es representativa del área de estudio.

En la región de estudio, el riesgo de mortalidad para los lobos tiene un valor máximo de 0.93, que corresponde a la categoría de Riesgo Muy Alto, y un riesgo mínimo de 0.07 que corresponde a la categoría Muy Bajo. Como puede observarse en la Tabla 10, y de manera general, los ejidos presentan un riesgo mayor (0.48 ± 0.16 ($\bar{X} \pm DS$)) que los predios privados (0.32 ± 0.22 ($\bar{X} \pm DS$)); sin embargo, el valor máximo de riesgo en todos los predios entrevistados corresponde a un predio privado.

Tabla 10. Promedio, desviación estándar, y valores máximo y mínimo de riesgo de mortalidad para lobos, obtenido para todos los predios (N= 137).

	Privados (n:32)	Ejidos (n:105)	Total (N: 137)
Promedio (\bar{X})	0.32	0.48	0.45
Desviación Estándar (DS)	0.22	0.16	0.19
Máximo	0.93	0.79	0.93
Mínimo	0.07	0.07	0.07

El riesgo de mortalidad para los lobos se clasificó desde muy bajo (valores cercanos al cero) hasta muy alto (valores cercanos al uno). Los predios que corresponden a cada categoría se muestran en la (Tabla 11), así como el intervalo difuso al cual corresponde cada categoría.

Como se observa en la Tabla 11, la mayoría de los predios entrevistados que sí pudieron georreferenciarse a su área catastral, corresponden a la categoría de riesgo alto. El 80.83% (n = 59) restante de los predios se encuentra en la categoría de riesgo bajo o muy bajo, y tan solo el 9.59% (n = 7) se considera que posee un riesgo de mortalidad para los lobos muy elevado.

Tabla 11. Categorías de riesgo de mortalidad para los lobos y el número de predios por categoría.

Intervalo Difuso	Categoría de Riesgo	Número de predios*
(0,0,0.2)	Muy bajo	20
(0.1,0.25,0.4)	Bajo	39
(0.35,0.5,0.7)	Intermedio	6
(0.5,0.7,0.9)	Alto	65
(0.8,1,1)	Muy alto	7

*El 40.15% pertenecen simultáneamente de manera parcial a dos categorías.

El riesgo de mortalidad para los lobos de cada predio se georreferenció en su respectiva área en el mapa de catastro (Figura 9) para obtener el *Mapa c*. En el caso de los ejidos con más de un entrevistado, se eligió la mediana como el valor de riesgo asignado para dicho predio, ya que se observó que es el estadístico que mejor representó los valores obtenidos.

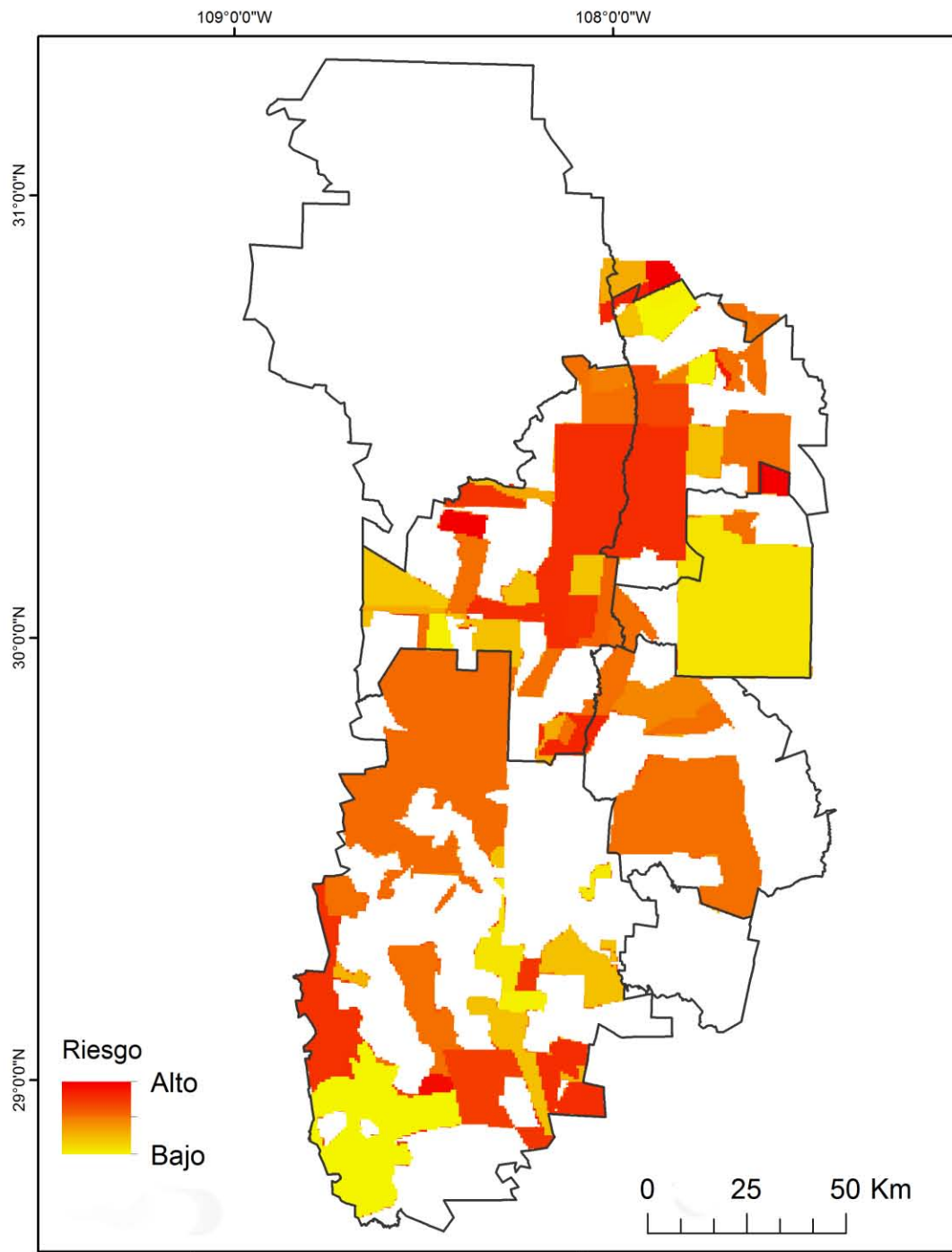


Figura 9. (Mapa c) Georreferenciación por predio del riesgo de mortalidad de los lobos evaluado en el sistema construido de lógica difusa. Los matices representan un riesgo de mortalidad alto cuando son cercanos a un rojo puro y un riesgo bajo cuando son cercanos al amarillo.

Análisis espacial

Al comparar los mapas *a* (Figura 5) y *b* (Figura 6) se observan diferencias evidentes, la primera, las regiones con valor de uso medio del paisaje incrementan al integrarse las restricciones antropogénicas a la Ecuación 1. Como consecuencia, se reducen las áreas con valores bajos y altos (Figura 6). Las regiones con un alto uso de hábitat se fragmentan y generan parches de menor tamaño cuando se incluyen las variables antropogénicas. Al centro del mapa se observa un área de menor uso de hábitat que se encuentra entre dos manchones de hábitat de uso alto. En este caso, una altitud muy elevada y una alta rugosidad del terreno, hacen que el territorio se vuelva poco atractivo. En la región suroeste se encuentra una zona definida por cañadas cerradas, vegetación de selva baja, y rápidos cambios de altitud, lo que convierte a esta región en un ambiente poco adecuada para el lobo.

En el municipio de Janos, al noroeste del área de estudio, cuando se integran las variables antropogénicas, el área adquiere una mayor probabilidad de presencia de lobos. Esto puede ser ocasionado porque al normalizar los datos, las zonas con mayor peso negativo corresponden a núcleos urbanos con una baja probabilidad de uso de hábitat, como es el caso de la ciudad de Casas Grandes al centro-norte del mapa.

Para comparar objetivamente el cambio en el área de probabilidad de presencia de lobos entre ambos mapas, se reclasificaron en nueve categorías los valores de uso de paisaje; donde una probabilidad baja de uso del paisaje corresponde a las categorías con valores cercanos al 1, y los valores de uso máximo corresponden a las categorías con valores cercanos al 9. Las áreas por categorías se comparan en la Figura 10.

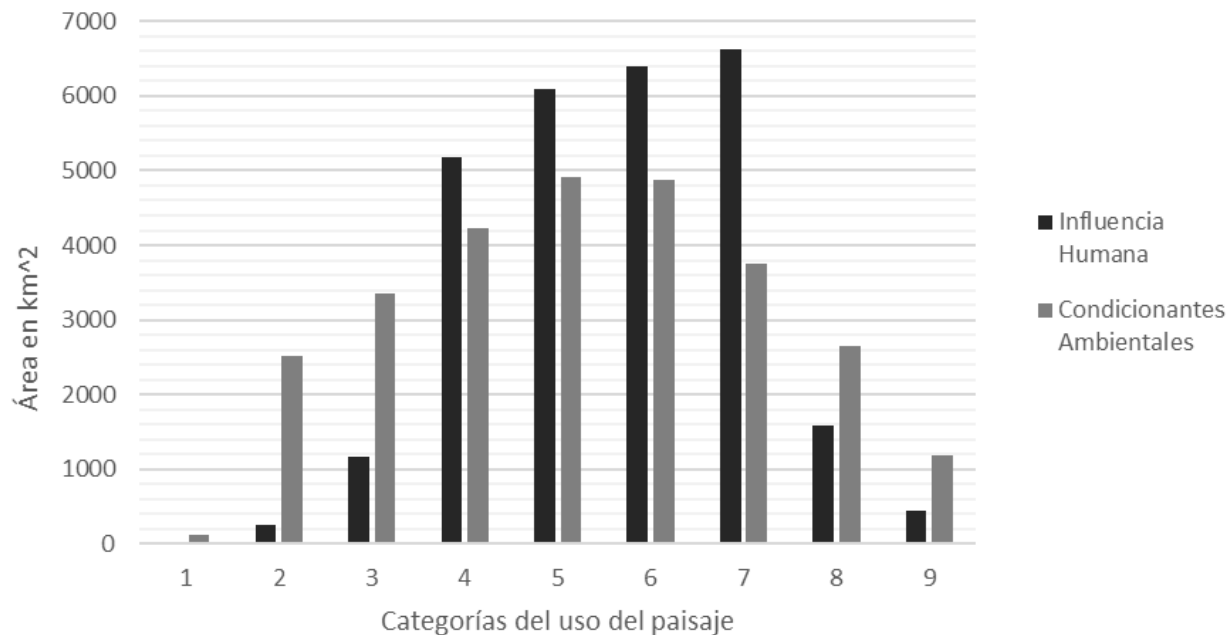


Figura 10. Cambio en el área (km^2) de las categorías de uso de paisaje cuando se compara el mapa que contiene las condicionantes ambientales (*Mapa a*) contra el mapa que incluye la influencia de las poblaciones humanas y la densidad de carreteras (*Mapa b*).

La distribución de las categorías cuando se toman en cuenta únicamente las condicionantes ambientales, asemeja a una distribución normal. Cuando se agregan presiones antropogénicas, poblaciones y densidad de carreteras, se modifica el uso del paisaje en todas las categorías. Se reducen significativamente las regiones con uso de paisaje muy alto y muy bajo. Las áreas del territorio consideradas de uso intermedio (categorías 4, 5, 6, y 7) aumentan.

Con estos datos se realizó una prueba de chi-cuadrada, en la que se obtuvo un valor crítico de $\chi^2 = 2.55$; y sólo se rechaza H_0 (la influencia humana no afecta la probabilidad de uso del paisaje del lobo) cuando $\alpha > 0,025$. Es decir, para este modelo la presencia de poblaciones humanas y carreteras en el área de estudio no modifica significativamente la probabilidad de uso del paisaje.

Los *mapas b y c*, se integran en un mapa final, *mapa d*, (Figura 11) para el análisis del riesgo, conforme a lo propuesto en la *Ecuación 1*. En este resultado final, la probabilidad del uso del paisaje del lobo mexicano (*Mapa b*) representa la exposición; mientras que el peligro es el riesgo de mortalidad por actividades ganaderas (*Mapa c*). Para facilitar la interpretación, se realizó una escala en matices rojo-amarillo para las áreas donde el riesgo pudo ser evaluado.

El análisis del riesgo se modela con base en la exposición, es decir, la probabilidad de que se encuentre un lobo en un área determinada, es baja y el riesgo de mortalidad en el sistema difuso, es bajo; se concluye que el riesgo de esa región es bajo. En valores contrarios, cuando la probabilidad de encontrar un lobo en el paisaje es alta, y además, el peligro que representa para la actividad ganadera en esa región es alto; entonces el riesgo total de mortalidad del lobo es alto. Los valores intermedios son dependientes de los valores de exposición y del peligro existente.

Del área de estudio, solo se pudo analizar 13 826.85 km², que representan un 49.39% del área total (Tabla 12).

Tabla 12. Porcentaje del área correspondiente a cada categoría de riesgo del área de análisis.

Categoría de Riesgo	Área (km ²)	%
Muy bajo	407.33	2.95
Bajo	1455.59	10.53
Intermedio	7363.13	53.25
Alto	4007.06	28.98
Muy alto	593.76	4.29

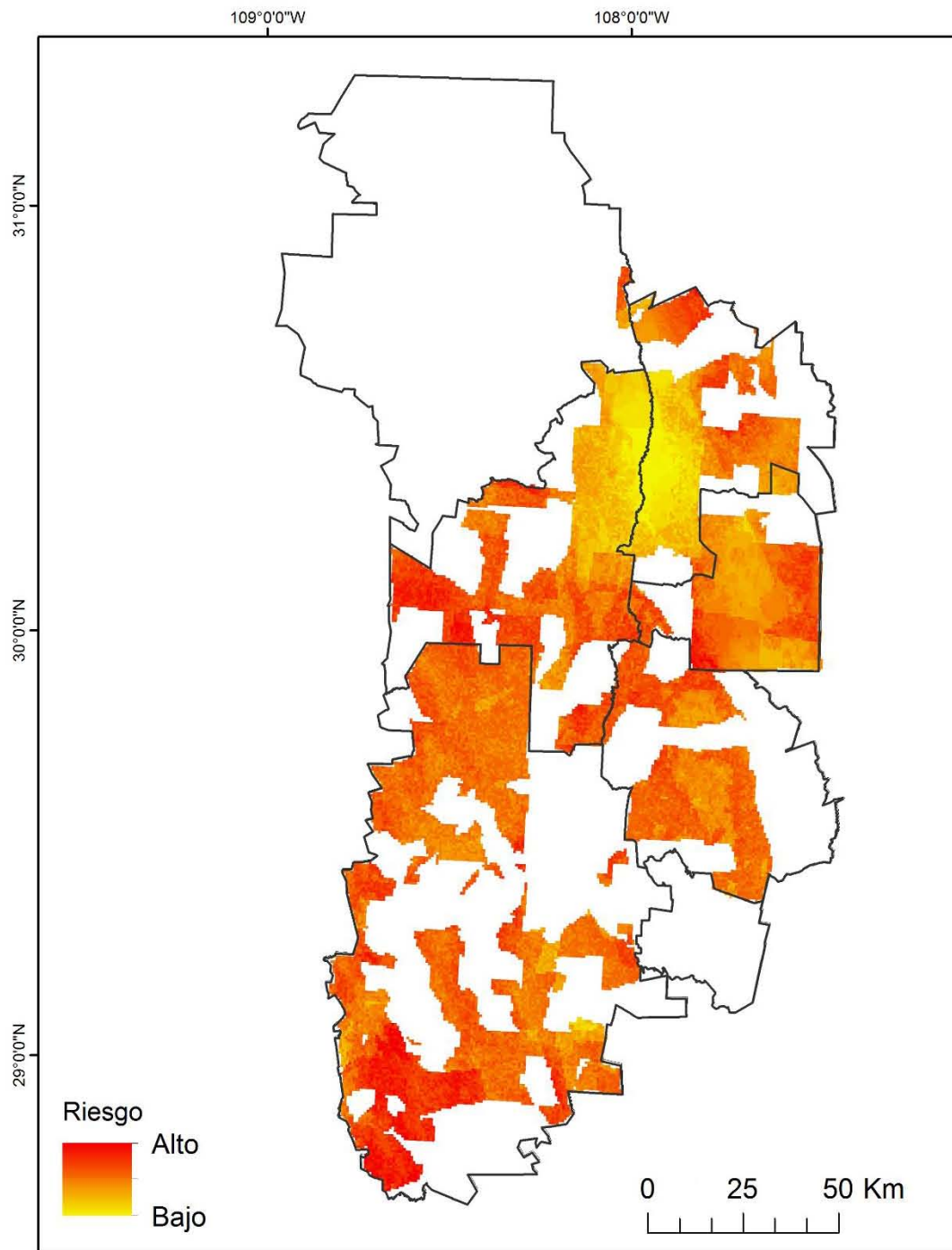


Figura 11. Análisis del riesgo de mortalidad para el lobo mexicano (mapa d), determinado por el peligro que representa la actividad ganadera y su exposición modela la probabilidad de uso de hábitat. Las áreas en matices rojo-amarillo muestran el análisis de riesgo.

Se sabe que el riesgo de mortalidad por interacciones con la actividad ganadera es diferente en el área de estudio (*Mapa c*). Para saber si esta distribución cambia cuando el peligro se modela en función de la probabilidad de uso del paisaje del lobo (*Ecuación 1*), es decir, se toma en cuenta la exposición, se compara la extensión e intensidad del riesgo de los *Mapas c* y *d*. Para facilitar la interpretación del análisis, se elaboró la siguiente gráfica (Figura 12) y la composición de imágenes de los *Mapas b*, *Mapa c* *sobrepuesto al Mapa b*, y el *Mapa d* (Figura 13) para su interpretación espacial.

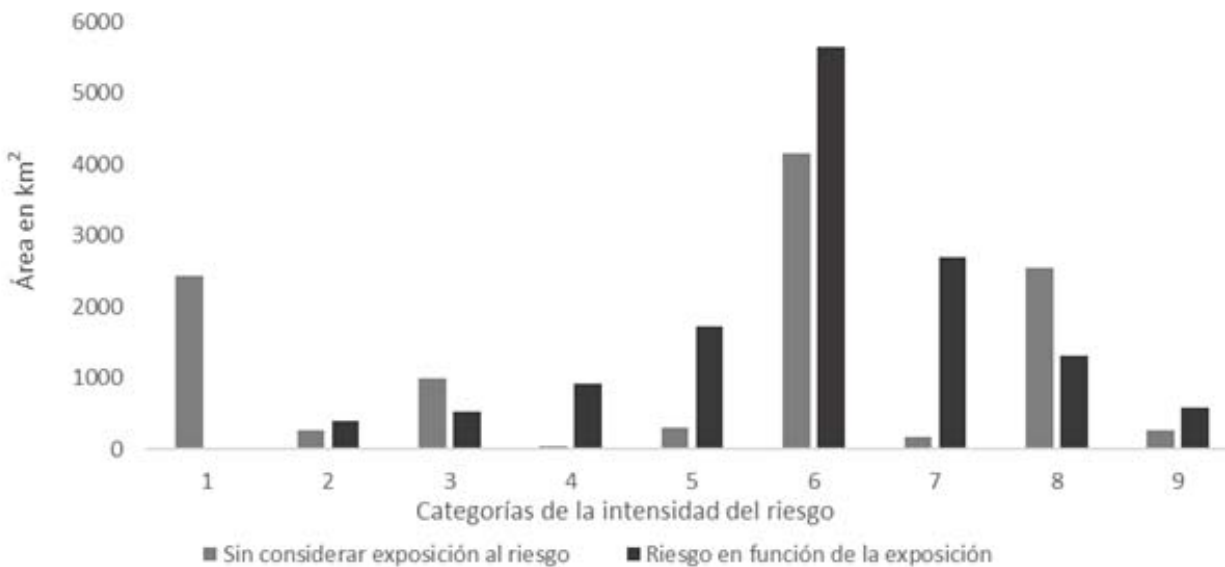


Figura 12. Muestra en categorías de riesgo la diferencia del área (km^2) cuando el riesgo de mortalidad del lobo se modela en función de la exposición (probabilidad de uso del paisaje), y la no exposición (*Mapa c*).

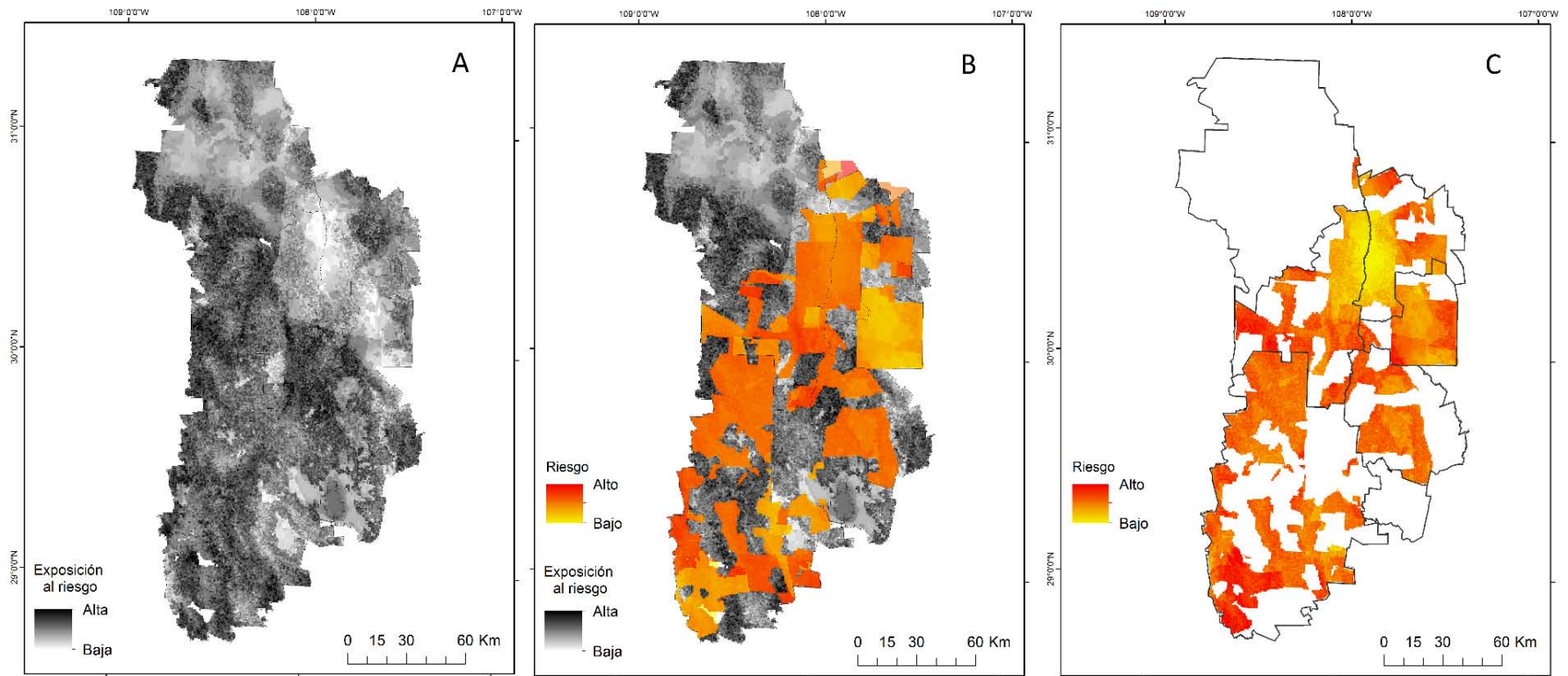


Figura 13. Composición de mapas que muestra la exposición al riesgo, que es la probabilidad de uso del paisaje (A); el mapa de riesgo sin considerar la exposición (B); y el mapa de riesgo considerando la exposición según la *Ecuación 1* (C).

Para evaluar la diferencia entre las distribuciones, se realizó una prueba de chi-cuadrada, la cual rechazó que el mapa de riesgo que considera la exposición (*Mapa d*) fuera igual a aquel que no consideraba la exposición (*Mapa c* *sobrepuerto* *al Mapa b*), con un $\alpha > 0,25$ y un valor crítico obtenido de $\chi^2 = 5.61$. Es decir, considerar la exposición en el modelo, modifica significativamente la distribución del riesgo para los lobos, hasta en un 25%.

La exposición al riesgo puede disminuir significativamente su intensidad (obsérvese categoría uno en la Figura 12), o exacerbarla (obsérvese categoría 4, 5 y 7 en la Figura 12). La distribución de los factores de peligro y exposición, modelan espacialmente la intensidad del riesgo, como puede verse en la composición de mapas A, B y C de la Figura 13.

Como ejemplo, observamos cómo la región 1 señalada en la Figura 14, reduce la intensidad del riesgo cuando se toma en cuenta la exposición al mismo. En cambio, la intensidad del riesgo aumenta en las regiones 2 y 3 por la exposición al peligro.

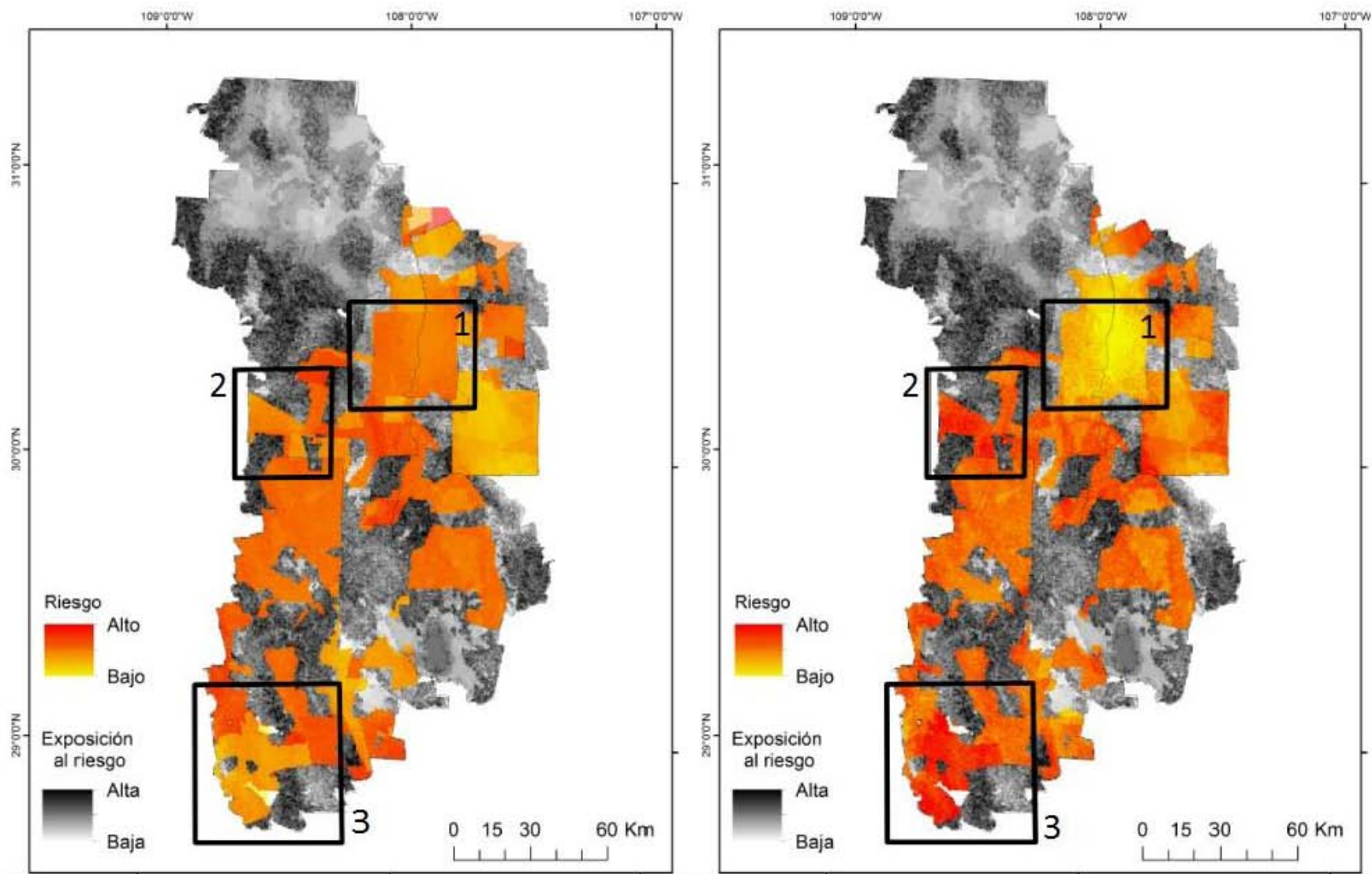


Figura 14. Composición de los mapas B y C de la Figura 13 para la comparación de tres áreas (1,2,3) con evidentes cambios de intensidad en el riesgo de mortalidad para los lobos por actividad ganadera cuando se toma en cuenta la exposición al peligro.

Discusión

La conservación del lobo mexicano en vida silvestre se realiza en áreas aprovechadas para la ganadería, y la presencia de lobos en el paisaje inevitablemente genera un conflicto con los ganaderos, derivado de la tradición histórica cultural del miedo al lobo (Beeland 2008, Walsh 2013). Es por esto que muchos ganaderos, que con su actividad buscan hacer perdurar sus tradiciones y herencia familiar, que ven con miedo y enojo la pérdida de un becerro, se opongan a la reintroducción del lobo (Walsh 2013).

Su reintroducción a los ecosistemas depende fuertemente de la disponibilidad de hábitat y de la actitud que tengan las personas que coexisten en el territorio con el lobo (Treves y Karanth 2003). En consecuencia, entender el curso y resolución del conflicto entre depredadores y ganaderos, determinados por el pensamiento y acción de las personas involucradas, es crucial para desarrollar una mitigación efectiva del conflicto y facilitar las labores de conservación (Manfredo y Dayer 2004, Marchini 2014).

Esta situación es relevante para la conservación, porque el conflicto entre grandes carnívoros y ser humano, especialmente por depredación al ganado, puede provocar la extinción de poblaciones enteras (Johnson *et al.* 2001, Treves y Naughton-Treves 2005). La depredación de ganado es un conflicto multifactorial, como señala Mishra *et al.* (2001), que asoció factores ecológicos como el comportamiento individual de los depredadores, la densidad e interacción de presas y depredadores, y las prácticas de manejo del ganado, como factores que pueden contribuir a la depredación de ganado (Rajaratnam, Vernes y Sangay 2016).

Para este estudio se tomaron en cuenta factores relacionados al uso de hábitat del lobo y al manejo de ganado para la modelación del conflicto por la presencia de lobos en el paisaje. Se consideraron la probabilidad de uso del paisaje, así como la vulnerabilidad a depredaciones por el manejo ganadero, la tolerancia a depredadores en función de la dependencia económica a la actividad ganadera y las actitudes que comúnmente se toman hacia los grandes carnívoros como las variables que modelan la interacción del ser humano con el lobo.

En otros estudios sobre el riesgo espacial para las poblaciones de lobos se toman en cuenta factores relacionados a la presencia de poblaciones humanas (Araiza 2012, Bedharvand *et al.* 2014), pero no un estudio directo de la actividad ganadera en el área de estudio, como se propone en esta tesis. Los estudios que evalúan la percepción de las personas donde existen conflictos con fauna silvestre, no se referencian a una ubicación geográfica explícita (White *et al.* 2005, Manfredo *et al.* 2009, Decker *et al.* 2012, Kansky y Knight 2014, Nuno y John 2015).

En esta tesis se hace la evaluación del riesgo espacial por actividad ganadera con la ubicación explícita del peligro. La interacción de las variables se explica a través de la detección de patrones espaciales en un Sistema de Información Geográfica (SIG), que integra la información del sistema en modelos matemáticos con detalles geográficos explícitos. La ventaja del modelado espacial es que el resultado puede ser extrapolado a áreas más grandes o no muestreadas, y mapas de distribución del conflicto pueden ser producidos (Kranz, Rauschmayer y Ring, 2013).

El modelo del razonamiento humano se realizó en un sistema de lógica difusa, herramienta que ha tenido poco uso fuera de su aplicación en ingeniería, a pesar de su gran utilidad en estudios que buscan integrar información de carácter antropogénico, sin pérdida de información como lo harían los métodos tradicionales estadísticos o de ponderación (Mordeson, 2015). Un estudio realizado por Azadi *et al.* (2009) muestra que se puede modelar matemáticamente con lógica difusa la toma de decisiones sobre el manejo ganadero de una región y sus implicaciones sobre los sistemas ambientales. En este estudio se toman distintas variables que modelan un solo elemento del ecosistema: el lobo. Sin embargo, como existen pocos antecedentes de la aplicación de la lógica difusa en las ciencias ambientales, actualmente es imposible la comparación de la metodología y el resultado para su validación.

La principal limitación en el modelo espacial de este estudio fue la selección del área de estudio y la escala. Como las poblaciones de lobos operan en escalas muy grandes, con áreas territoriales que pueden extenderse a lo largo de cientos de kilómetros cuadrados (Nilsen *et al.* 2005) y una dispersión que puede cubrir las centenas de kilómetros (Samelius *et al.* 2012), no es práctico delimitar con precisión los límites de su distribución. Sus dinámicas espaciales de gran

escala introducen gran incertidumbre en los impactos a escalas locales, porque las asociaciones ambientales pueden cambiar a lo largo del tiempo y espacio, y tener un impacto diferenciado dependiente de la resolución. (Kranz, Rauschmayer y Ring 2013). Sin embargo, esta incertidumbre es característica de la modelación y además facilita el estudio de la realidad al obtener tendencias de patrones que de otra manera pudieran parecer aleatorios. Esta característica fue aprovechada, con lo cual se obtuvo un mapa regional de las tendencias del riesgo antropogénico para el lobo mexicano en su distribución actual en México.

Este modelo es una herramienta atractiva y funcional para la visualización de la ubicación y extensión del riesgo para el lobo. Puede ayudar a hacer más eficiente la elección y aplicación de medidas de coexistencia de acuerdo con los diferentes niveles de riesgo, y con ello priorizar los sitios que requieran con mayor urgencia una intervención para prevenir o disminuir el conflicto; o bien, ayudar a identificar áreas favorables para la reintroducción de nuevas poblaciones donde se tenga hábitat viable ecológico y social (Mladenoff y Sickley 1998, Mladenoff *et al.* 1995, Paquet *et al.* 1996, 2001).

De manera general, los ejidos son las áreas con mayor riesgo de mortalidad de los lobos. Esto es por las desventajas económicas, ambientales y políticas (CEAL 1975, Perramond 2010), la fuerte dependencia económica a la producción ganadera y las prácticas de manejo inadecuadas que hacen de la pérdida de becerros por depredaciones más significativas. Es por esto que en este sector deberán tenerse mayores esfuerzos para la prevención y atención de las depredaciones, con el fin de reducir el riesgo que estas propiedades representan para el lobo y otros carnívoros.

La prevención del conflicto puede facilitarse si se buscan reducir las situaciones que influyen en el riesgo de depredación, como la integración de razas mejor adaptadas al medio silvestre, la vigilancia activa del ganado por pastoreo, el empadre o nacimiento sincronizado de los becerros y el uso de técnicas de disuasión y coexistencia para depredadores (Suzanne *et al.* 2008, Lance, Primm y Inman 2015).

La presencia de grandes mamíferos en la región es un indicador positivo sobre el estado de conservación de los ecosistemas; y la preferencia de las personas por respetar y buscar la coexistencia con los carnívoros sugiere que es posible la convivencia entre los grandes carnívoros y el ser humano.

Este mutuo interés, entre conservacionistas y ganaderos por el manejo de los recursos, orienta a una producción sustentable, donde se busque la conservación y restauración de los sistemas ambientales (Chauvet 2001). En este esquema el productor obtiene mayores beneficios al incrementarse la calidad de hábitat para el ganado, con un impacto positivo en la disminución de enfermedades, el mejoramiento en la calidad del suelo y pasto, y un aumento en la disponibilidad de agua para amenizar las consecuencias de la sequía (Blanco-Madrid 2016).

Así mismo, la diversificación e integración de la biodiversidad en los procesos productivos, como el aprovechamiento extractivo y no extractivo de la vida silvestre por actividades cinegéticas o turísticas, puede reducir el riesgo por ambiental y económico que viven los ganaderos (Perramond 2010) y, en consecuencia, reducir la significancia real y percibida por la depredación de becerros. Especialmente en los ranchos donde las ganancias económicas son marginales, la diversificación en la producción es una opción que puede mejorar las condiciones ambientales y económicas de su propiedad (Perramond 2010).

Para lograrlo, a largo plazo deberá encontrarse un compromiso bilateral entre ganaderos y conservacionistas, para el mejoramiento de la práctica ganadera y para la conservación del lobo y su ecosistema, con el desarrollo de estrategias interdisciplinarias que fomenten la cooperación y vinculen los intereses entre ambos sectores.

El éxito de cualquier estrategia para vincular la conservación y la producción primaria precisa de la cooperación interinstitucional entre SEMARNAT y SAGARPA, y de reforzar el compromiso de la academia con el campo mexicano, para motivar que las actividades productivas primarias tengan un plan de manejo adaptado a las condiciones ambientales de la región, y fomentar la conservación de especies clave que beneficien al productor y a los ecosistemas.

Conclusiones

Los objetivos planteados para la realización de esta tesis se cumplen, ya que fue posible evaluar la extensión e intensidad del riesgo para el lobo mexicano por actividades ganaderas. Con la evaluación del conocimiento en un Sistema de Lógica Difusa y la proyección de las variables obtenidas con ayuda de un Sistema de Información Geográfica, el riesgo de muerte para los lobos es posible cuantificarlo y describirlo cualitativamente en función de su distribución espacial en intensidad y distribución.

Respecto a los objetivos específicos, las condicionantes ambientales y antropogénicas que determinan el uso del paisaje del lobo en el área de estudio, y por tanto su exposición potencial al riesgo, fueron definidos como el tipo de vegetación, la altitud y la rugosidad del terreno; así como la densidad de carreteras y la influencia que tienen los asentamientos humanos sobre el territorio.

La modelación de la probabilidad de encuentro entre lobos y ganaderos propietarios de terrenos en función del uso del paisaje del lobo mexicano se realizó en software para la creación de modelos digitales espaciales, obteniéndose los *mapas a y b* (Figuras 5 y 6). En estos mapas se observa que la presencia de la Sierra Madre Occidental en el área de estudio provee una amplia diversidad de ecosistemas y paisajes, dando un valor diferenciado de la probabilidad de encuentro de estos depredadores, que dependerá de la disponibilidad y calidad de hábitat. Además, la actividad humana disminuye la distribución y extensión de regiones con alta o baja preferencia de hábitat para el lobo.

La evaluación de las presiones antropogénicas a los lobos relacionadas a la ganadería se realizó a través de entrevistas a los propietarios de ganado bovino en el área de estudio. Con la información obtenida se generó una base de conocimiento en un Sistema de Lógica Difusa que contempla tres variables: respuesta de los ganaderos a depredaciones, tolerancia a la presencia de depredadores y la vulnerabilidad de los ganaderos a la depredación. El resultado de esta evaluación permitió obtener un valor de riesgo de mortalidad para los lobos en función de la actividad ganadera.

Finalmente, los resultados de la evaluación del riesgo de mortalidad para los lobos por predio y el modelo digital del uso del paisaje del lobo fueron integrados en un Sistema de Información Geográfica para la caracterización del riesgo, que se representa en el *mapa d* (Figura 11) que muestra la extensión e intensidad del riesgo de mortalidad para los lobos por actividad ganadera en el área de estudio; cumpliendo satisfactoriamente con el objetivo general de esta tesis: generar un modelo digital geográfico del riesgo para la población silvestre del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) por la actividad antropogénica.

Los resultados de este estudio pueden facilitar el trabajo de los tomadores de decisiones para la identificación de áreas poco riesgosas para el lobo y priorizar las reintroducciones en esas áreas; o bien, reforzar las labores de educación ambiental y la generación de apoyos financieros que ayuden a incrementar la tolerancia a esta y a otras especies de carnívoros en áreas donde el riesgo sea alto.

El análisis de los resultados muestra que las poblaciones humanas o la presencia de carreteras no son el mayor riesgo para los lobos por actividad antropogénica, porque estas no modifican de manera significativa la probabilidad de presencia de lobos, sino lo son la percepción y actitudes de los propietarios de los predios hacia estos depredadores. Las condiciones que exacerbaban el conflicto son las áreas con alta probabilidad de presencia del lobo y dedicadas a la ganadería, donde la percepción sea negativa.

Se encontró que el conflicto con los depredadores es diferente en cada predio por la gran diversidad en la extensión de hectáreas de cada predio y en su manejo, lo que genera un valor individual de riesgo de muerte para los lobos por predio. Debido al inadecuado manejo ganadero en la región, la poca vigilancia al ganado, constituido en su mayoría por razas poco adaptadas para defenderse de un depredador y la gran diversidad de temporalidades en las que nacen los becerros, la mayoría de los predios son muy vulnerables a depredaciones.

Los resultados indican que la influencia que tienen los propietarios de la tierra en el riesgo de mortalidad de los lobos corresponde a valores altos o muy altos de riesgo. Sin embargo, como en general no se toman acciones letales hacia los carnívoros cuando hay un evento de

depredación, a pesar de ser una de las principales causas por las que se muere ganado, se considera que la supervivencia de los carnívoros en la región es aceptable.

El conocimiento obtenido por este trabajo ayuda a entender dónde y cómo surge el conflicto fauna silvestre-ser humano, y puede facilitar y hacer más eficientes las intervenciones para mitigar el conflicto. La evaluación del conflicto en esta investigación es un indicador puntual para la comparación con futuros estudios. La metodología empleada es reproducible y puede formar parte de un estudio longitudinal para evaluar la incidencia del peligro antes y después de tomar medidas preventivas o de coexistencia.

El planteamiento del problema de esta tesis, la metodología para la elaboración del producto final, y el mapa de riesgo de mortalidad del lobo mexicano es de interés para todos los actores en la conservación del lobo; especialmente para las instituciones e investigadores a cargo de su conservación en vida libre, como la CONANP y el USFWS, por ser una investigación interdisciplinaria para la detección y prevención del riesgo para el lobo mexicano provocado por actividades humanas. En este trabajo se muestra el conflicto del lobo-ganadería únicamente en Chihuahua, pero el estudio propuesto puede reproducirse a otras regiones como un procedimiento previo a la liberación de lobos, con el fin de identificar el territorio ambiental y cultural más apto.

La relevancia de esta tesis es que aporta una nueva metodología para la evaluación del conflicto fauna silvestre-ser humano, y es una aportación interdisciplinaria para el estudio sobre la ganadería y los grandes carnívoros en México. Así mismo, la metodología puede adaptarse para la evaluación previa y posterior a la reintroducción o manejo de otros grandes carnívoros en conflicto con los intereses ganaderos; ya sean especies que se encuentren en México como el jaguar (*Panthera onca*) o el puma (*Puma concolor*) u otros grandes carnívoros en cualquier otra parte del mundo.

Literatura Consultada

Alderton, D. 1956. Foxes, Wolves and Dogs. Pp. 68-85 en Foxes, wolves y wild dogs of the world. Facts on File. Estados Unidos.

Almaraz-Romero, A. 1991. Lobo gris mexicano (*Canis lupus baileyi*). Trabajo final de seminario de titulación, Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Angelici, F.M. 2016. Problematic Wildlife at the beginning of the 21st Century. Pp. 3-18 en Problematic Wildlife: A cross disciplinary approach. (Angelici, F.M. ed.) Springer International Publishing.

Araiza, M., Carrillo, L., List, R. López-González, C.A.; Martínez-Meyer, E.; Martínez-Gutiérrez, P.G.; Moctezuma, O.; Sánchez-Morales, N.E.; Servín, J. 2012. Consensus on criteria for potential areas for wolf reintroduction in Mexico. Conservation Biology. 26:630-637

Azadi, H. et al. 2009. Sustainable rangeland management using fuzzy logic: A case study in Southwest Iran. Agriculture, Ecosystems and Environment. 131: 193-200

Bailey, V. 1931. Mammals of New Mexico. U.S.D.A. Bureau of Biological Survey. North America Fauna 53:1-412

Baker, R. H. y Villa, R.B. 1959. Distribución geográfica y población actuales del lobo gris en México. Anales del Instituto de Biología. 30: 369-374

Bangs, E. E., Fontaine, J.A., Smith, D. W., Murphey, K. M., Mack, C. M., Niemeyer, C. C. 1998. Status of gray wolf restoration in Montana, Idaho, and Wyoming. Wildlife Society Bulletin 26: 785–798.

- Bangs, E. E., Shivik, J. 2001. Managing wolf conflict with livestock in the Northwestern United States. *Carnivore Damage Prevention News* 3: 2–5.
- Barua M., Bhagwat S. A., Jadhav S. 2013. The hidden dimensions of human–wildlife conflict: health impacts, opportunity and transaction costs. *Biology Conservation* 157:309–316
- Bedharvand, N. *et al.* 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf-human conflict in a highly modified agroecosystem in western Iran. *Biological Conservation*. 177: 156-164
- Beeland, T. D. L. 2008. Information sources, beliefs and values of key stakeholder groups in Mexican gray wolf reintroduction. Master’s thesis. University of Florida, Gainesville.
- Beyer, D., T. Hogrefe, Peyton, R.B.; Bull, P.; Burroughs, J.P. y Lederle, P. (eds). 2006. Review of social and biological science relevant to wolf management in Michigan. Michigan Department of Natural Resources. Estados Unidos.
- Bifkin, J. 1992a. Grass is Gold. Pp. 83-92 en *Beyond beef: The rise and fall of the cattle culture* (Bifkin, J.) Dutton Book. Estados Unidos.
- Bifkin, J. 1992b. The politics of “corned beef” Pp. 93-97 en *Beyond beef: The rise and fall of the cattle culture* (Bifkin, J.) Dutton Book. Estados Unidos.
- Blanco-Madrid, E. S. 2016. Conservación de pastizales. Pp. 325-224 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Boitani, L. y Linnell, J.D.C. 2015. Bringing Large Mammals Back: Large Carnivores in Europe. Pp. 67-84 en *Rewilding European Landscapes* (Pereira, H. M. y Navarro, L. eds.) Springer International Publishers.

- Brown, D. E. 1992. Wolf in the southwest: the making of an endangered species. The University of Arizona Press. Estados Unidos.
- Brown, W.M. y Parsons, D. R. 2001. Restoring the Mexican Gray Wolf to the Mountains of the Southwest. Pp. 169-186 en Large mammal restoration: ecological and sociological considerations on the 21st century. (De Maehr, D. S, Noss, R.F. y Larkin, J.L. eds.) Island Press. Estados Unidos.
- Caroll, C., Phillips, M. K. y López-González, C.A. 2004. Spatial analysis of restoration potential and population viability of the wolf (*Canis lupus*) in the Southwestern United States and Northern Mexico. Turner Endangered Species Fund. Estados Unidos.
- CEAL (Comisión Económica para América Latina) 1975. La industria de la carne de ganado bovino en México. Análisis y Perspectivas. Fondo de Cultura Económica. México.
- Ceballos G., A. Garcia y P.R. Ehrlich. 2010. The sixth extinction crisis: loss of animal populations and species. Journal of Cosmology 8: 821-831.
- Chacón M. M.I. 2007. Procesamiento Digital de Imágenes. Editorial Trillas. Distrito Federal, México.
- Chauvet, M. 2001. Los nuevos retos de la ganadería. Pp. 227-232 en Historia Ambiental de la Ganadería en México (Hernández, L. Ed.) Instituto de Ecología. Xalapa, México.
- Clark, T. W. y Rutherford, M.B. 2005. Coexisting with Large Carnivores: Orienting to the Problems. Pp. 4-27 en Coexisting with large carnivores: Lessons from Greater Yellowstone (Clark, T. W., Rutherford, M.B. y Casey, D. eds.) Island Press. Estados Unidos.

- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. México
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2014. La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado. México
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2007. Regiones Hidrológicas de la República Mexicana escala 1:250000. Subdirección General Técnica. México
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2009. Programa de Acción para la Conservación de la Especie (PACE) Lobo Gris Mexicano. Recuperado de: procer.conanp.gob.mx
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2016. Comunicado de prensa Conanp. Núm. 085 / 16. Recuperado de www.conanp.gob.mx/difusion/comunicado.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2017. Incremento de ejemplares de cóndor de California, bisonte, guacamaya roja y lobo mexicano. Publicado en Sitio Oficial de Facebook. Consultado el 9 de marzo del 2017 de: www.facebook.com/CONANPmx/photos/a.210487145653073.47857.208581735843614/1256961256960584/?type=3ytheater
- CNOG (Confederación Nacional de Organizaciones Ganaderas) 2016. Seguro de Ataque por Depredadores. Fondo de Aseguramiento. Recuperado de: www.fondocnog.org.mx
- Conover M. R., Pitt W.C., Kessler K. K., DuBow T. J., Sanborn W. A. 1995. Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23:407–414

- Conover, M.R. 2001. Resolving Human-Wildlife Conflicts: The Science of Wildlife Damage Management. CRC Press Estados Unidos.
- Cotecoca (Comité Técnico Consultivo de Coeficientes de Agostadero) 2009. Coeficientes de agostadero por entidad: hectárea por unidad animal. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.
- Cruz-Romo, J.L. 2015. Diagnóstico de los efectos de las políticas públicas en programas de recuperación de especies en riesgo. Análisis del Lobo Mexicano y Berrendo Peninsular. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Daleszczyk, K., Eycott, A. E., y Tillmann, J. E. 2016. Mammal Species Extinction and Decline: Some Current and Past Case Studies of the Detrimental Influence of Man. Pp. 21-44 en Problematic Wildlife: A cross disciplinary approach (Angelici, F.M. ed.) Springer International Publishing.
- Decker, D. J., Riley, S. J., Siemer, W. F. 2012. Human Dimensions of Wildlife Management. The Johns Hopkins University Press. Estados Unidos.
- Dickman, A. J. y Hazzah, L. 2016. Money, Myths and Man-Eaters: Complexities of Human–Wildlife Conflict. Pp. 339-356 en Problematic Wildlife: A cross disciplinary approach (Angelici, F.M. ed.) Springer International Publishing.
- Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M.; Ceballos, G; Isaac, N.J.B.; Collen,B. 2014. Defaunation in the Antropocene. Science. 345: 401-4016
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 1963. Acuerdo que establece las épocas hábiles de caza para la temporada 1963-1964 de especies de animales silvestres. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 23: 5-10

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1964. Acuerdo que establece las épocas hábiles de caza para la temporada 1964-65 y número de ejemplares autorizado. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 28:13-19

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1965. Acuerdo que establece las épocas hábiles de caza para la temporada 1965-68 de las especies que integran la fauna silvestre del país. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 3:1-8

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1966. Acuerdo que establece el calendario y reglamenta el ejercicio de caza para la temporada 1966-67. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 23:14-20

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1967. Acuerdo que establece las épocas hábiles de caza de las especies animales silvestres permitidas, durante la temporada 1967-1968. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 46:7-15

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1969. Acuerdo que establece el calendario y reglamenta el ejercicio de caza para la temporada 1969-1970. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 21:5-18

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1972 Acuerdo que establece el calendario y reglamenta el ejercicio de la caza para la temporada 1972-1973. Secretaría de Agricultura y Ganadería. 10:19-22

DOF (Diario Oficial de la Federación) 1977. Acuerdo que establece el calendario y reglamenta el ejercicio de la caza para la temporada 1877-1978. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 39: 4-9.

DOF (Diario Oficial de la Federación) 2012. Acuerdo por el que aprueba la Norma Técnica para la Generación, Captación e Integración de Datos Catastrales y Registrales con fines estadísticos y geográficos. Instituto Nacional De Estadística Y Geografía.

Dorresteijn, I.; Hanspach, J.; Kecskés, A. ; Latková, H.; Mezey, Z. ; Sugár, S.; von Wehrden, H.; Fischer, J. 2014. Human-carnivore coexistence in a traditional rural landscape. Biodiversity conservation in traditional rural landscapes. *Landscape Ecology*. 29:1145-1155

Dorresteijn, I. 2015. Biodiversity conservation in traditional farming landscapes. The future of birds and large carnivores in Transylvania. Ph.D. thesis, Leuphana University. Alemania.

Du Toit, J., Kok, R, y Deutsch, J. (eds.) 2010. Wild Rangelands. Conserving wildlife while maintaining livestock in semi-arid ecosystems. Blackwell Publishing Ltd. Estados Unidos

Ellis E. C.; Fuller, D.Q.; Kaplan, J.O.; Lutters, W.G. 2013. Dating the Antropocene: Towards an empirical global history of human transformation of the terrestrial biosphere. *Elementa: Science of the Antropocene*. 1: 1-6

Figueroa- Velázquez, A.C. 2011. El tiro de gracia al campo queretano. Serie Historia, Universidad Autónoma de Querétaro. México

Fritts, S. H., Bangs, E.E., Fontaine, J.A., Johnson, M.R., Phillips, M.K., Koch, E.D. y Gunson, J. R. 1997. Planning and implementing a reintroduction of wolves to Yellowstone National Park and central Idaho. *Restoration Ecology*. 5: 7–27.

Fritts S. H., Stephenson R. O., Hayes R. D., Boitani L. 2003. Wolves and humans. Pp 289–316 en *Wolves: behavior, ecology, and conservation* (Mech L. D., Boitani L. eds.) University of Chicago Press, Chicago, Estados Unidos.

- Fritts, S. H. *et al.* 2007 Wolves and Humans. Pp. 293 en Wolves: Behavior, Ecology and Conservation. (Mech, L.D. y Boitani, L.) Press Publisher Chicago, Estados Unidos.
- García-Moreno J., Matocq M., Roy M. S., Gefen E., y Wayne R. K. 1996. Relationships and genetic purity of the endangered Mexican Wolf based on analysis of microsatellite loci. Conservation Biology. 10: 376-389
- Gordon, I. J. 2009. What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes. Wildlife Biology. 15: 1-9.
- Goulding, M. J. y Roper, T. J. 2002. Press responses to the presence of free-living wild boar (*Sus scrofa*) in southern England. Mammal Reviews. 32: 272-282.
- Hedrick, P.W.; Miller, P.S.; Geffen, e.; Wayne, R. 1997. Genetic evaluation of three captive Mexican wolf lineages. Zoo Biology. 16: 47 – 69.
- Henshar, R. E. 1982. Can the Wolf be returned to New York? Pp. 395-422 en Wolves of the world: perspectives of behavior, ecology and conservation (Harrington, F.H y Paquet, P.C. Eds.) Noyes Publications. Estados Unidos.
- Hirzel, A. E., B. Posse, P. A. Oggier, Y. Crettenand, C. Glenz, y R. Arlettaz. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. Journal of Applied Ecology 41:1103-1116.
- Holmern, T., J. Nyahongo, y E. Røskaft. 2007. Livestock loss caused by predators outside the Serengeti National Park, Tanzania. Biological Conservation 135:518-526.
- Hook, R.A. y Robinson, W.L. 1982. Attitudes of Michigan Citizens Toward Predators. Pp. 382-394 en Wolves of the world: perspectives of behavior, ecology and conservation (Harrington, F.H y Paquet, P.C. Eds.) Noyes Publications. Estados Unidos.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. Conjunto de Datos Vectoriales de Carreteras y Vialidades Urbanas Edición 1.0 para el estado de Chihuahua. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0) Resolución de 15 metros. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015. Uso de Suelo y Vegetación escala 1:250 000 serie V. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2016. Marco Geoestadístico Nacional. Datos vectoriales. México
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). 1998. Guidelines for reintroductions. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- Johnson, W. E., Eizirik, E., Lento G.M. 2001. The control, exploitation and conservation of carnivores. Pp.196–219 en Carnivore conservation (Gittleman J.L., Funk S.M., Macdonald D.W., Wayne R.K. (eds)). Cambridge University Press. Reino Unido.
- Johnsson J. I., Höjesjö J., Fleming, I. A. 2001. Behavioural and heart rate responses to predation risk in wild and domesticated Atlantic Salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:788-794.
- Kamler, J., Homolka, M., Barancěková, M., y Krojerová-Prokesövä, J. 2010. Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. European Journal of Forest Research. 129: 155–162.

- Kansky, R. y Knight, A.T. 2014. Key factors driving attitudes toward large mammals in conflict with humans. *Biological Conservation*. 179: 93-105
- Kellert, S. R., M. Black, C. R. Rush, y A. J. Bath. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology* 10:977-990.
- Kranz, A., Rauschmayer, F. y Ring, I. 2013. Screening the conflict. Pp 221-230 en *Human-Wildlife conflicts in Europe* (Klenke, R. A.) Springer International Publishing.
- Lance, N., Primm, S. y Inman, K. 2015. *Wolves on the landscape: A hands-on resource guide to reduce predations*. Montana Fish, Wildlife and Parks. Estados Unidos.
- Lara-Díaz, N. E. López-González, C.A.; Coronel-Arellano, H.; Cruz-Romo, J.L. 2015. Nacidos libres: el camino a la recuperación del lobo mexicano. *CONABIO. Biodiversitas*, 119:1-6.
- Li X., D. Li, Y. Li, Z.Ma, y T. Zhai. 2002. Habitat evaluation for crested ibis: a GIS-based approach. *Ecological Research* 17:565–573.
- Linnell, J. D. C., Løe, J., Okarma, H., Blancos, J. C., Andersone, Z., Valdmann, H., Balciauskas, L., Promberger, C., Brainerd, S., Wabakken, P., Kojola, I., Andersen, R., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E. J., Pedersen, H. C., Boitani, L., & Breitenmoser, U. 2002. The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. Norwegian Institute for Nature Research *Oppdragsmelding*. 731: 1–65.
- Linnell J. D. C., Solberg E. J., y Brainerd S. 2003. Is the fear of wolves justified? A Fennoscandian perspective. *Acta Zool Lituanica* 13:34–40
- Linnell, J. D. C., y Alleau, J. 2015. Predators That Kill Humans: Myth, Reality, Context and the Politics of Wolf Attacks on People. Pp. 357-371 en *Problematic Wildlife: a cross-disciplinary approach* (Angelici, F.M. ed.). Springer International Publishing.

- López, I. G. 1991. Información personal y expedientes del Zoológico de San Juan de Aragón. Pp. 36-37 en Lobo Gris Mexicano (*Canis lupus baileyi*) Seminario de Titulación. (Almaraz-Romero, A.) Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. UNAM. México
- Lyra-Jorge, M. C.; Gheler-Costa, C.; Piña, C.I.; Rosalino, L.M.; Verdade, L. 2014 Wildlife Surveys in Agricultural Landscapes: Terrestrial Medium- to Large-Sized Mammals. Pp.133-148 en *Applied ecology and human dimensions in biological conservation* (Verdade, L. M., *et al.*) Springer. Berlin, Alemania.
- Manfredo M.J. 2008. *Who cares about wildlife?* Springer, Berlin, Alemania.
- Manfredo M.J., Vaske J.J., Sikorowski L. 1996. Human dimensions of wildlife management. Pp 53–72 en *Natural resource management: the human dimension*. (Ewert A.W. ed.) Westview Press, Boulder, Estados Unidos.
- Manfredo M.J. y Dayer A. 2004. Concepts for exploring the social aspects of human–wildlife conflict in a global context. *Human Dimensions of Wildlife* 9:1–20
- Manfredo, M.J., Vaske, J.J., Brown, P.J., Decker, D. J., Duke, E. 2009. *Wildlife and Society: The Science of Human Dimensions*. Island Press. Washington D. C. Estados Unidos.
- Marchini, S. 2014. Who’s in Conflict with Whom? Human Dimensions of the Conflicts Involving Wildlife. Pp. 189-210 en *Applied ecology and human dimensions in biological conservation* (Verdade, L. M., *et al.*) Springer. Berlin, Alemania.
- Macdonald, D.W. 2009. Lessons learnt and plans laid: seven awkward questions for the future of reintroductions. Pp. 411–448 en *Reintroduction of Top-Order Predators* (M.W. Hayward y M.J. Somers eds.) Wiley-Blackwell, Oxford, Inglaterra.

- Mazzolli, M., Graipel, M. E., Dunstone, N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biol Conserv* 105:43–51
- McBride, R. T. 1980. The Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*) U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Endangered Species Report. 8:1-38.
- McLaughlin, G. P., Primm, S. y Rutherford, M. B. 2005. Participatory Projects for Coexistence: Rebuilding Civil Society. Pp. 178-210 en *Coexisting with large carnivores: Lessons from Greater Yellowstone* (Clark, T. W., Rutherford, M.B. y Casey, D. eds.) Island Press. Estados Unidos.
- McShea, W. J., Koy, T., Clements, A., Johnson, C., Vongkhamheng, y M. Aung. 2005. Finding a needle in the haystack: regional analysis of suitable Eld's deer (*Cervus eldi*) forest in Southeast Asia. *Biological Conservation* 125:101–111.
- Mech L. D.; Fritts, S.H.; Radde, G.L.; Paul, W.J. 1988. Wolf Distribution and Road Density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*. 16:85-87
- Mech, L.D. y Boitani, L. 2007 *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. Press Publisher Chicago, Estados Unidos.
- Melgarejo-Velázquez, L. y Ramírez-Loeza, I. (eds.) 1996. Manual didáctico para la asignatura: Manejo de Pastizales. Pp. 120-122. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. División del Sistema de Universidad Abierta y Educación a Distancia. UNAM. México
- Messmer T. A. 2000. The emergence of human-wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *Int Biodeterior Biodegrad* 45:97–10

- Michalski, F., Boulhosa, R.L.P., Faria, A., Peres, C.A. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*. 9:179-188
- Mignon-Grasteau S., Boissy A., Bouix J., Faure J. M., Fisher A. D., Hinch G. N., Jensen, O., LeNeindre P., Mormède P., Prunet P., Vandeputte M., Beaumont C. 2005. Genetics of adaptation and domestication in livestock. *Livestock Production Science*. 93:3-14
- Mladenoff, D.J.; Sickley, T.A.; Haight, R.G. y Wydeven, A.P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology*. 9: 279-294.
- Mladenoff, D.J. y Sickley, T.A. 1998. Assessing potential gray wolf restoration in the Northeastern United States: A Spatial prediction of favorable habitat and population level. *Journal of Wildlife Management* 62: 1-10.
- Mordeson, J. N. 2015. Application of fuzzy logic to social choice theory. Chapman y Hall/CRC Monographs and Research Notes in Mathematics 352: 17-23
- Muhly, T. B. y Musiani, M. 2009. Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the Northwestern U.S. *Ecological Economics*. 68: 2493-2450.
- Naughton-Treves L. 1997. Farming the forest edge: vulnerable places and people around Kibale National Park. *Uganda Geogr Rev* 87:27-46
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R., Treves, A. 2003. Paying for tolerance: the impact of depredation and compensation payments on rural citizens' attitudes toward wolves. *Conservation Biology* 17:1500-1511.

- Naughton-Treves L., Treves A. 2005. Socio-ecological factors shaping local support for wildlife croppraiding by elephants and other wildlife in Africa. Pp. 252–277 en *People and wildlife: conflict or coexistence?* (Woodroffe R., Thirgood S., Rabinowitz A. (eds.)) Cambridge University Press, Reino Unido.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I., y Linnell, J. D. C. 2005. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote sensing estimates of environmental productivity? *Ecoscience*. 12: 68–75.
- Noss, R.F. 2001. Why Restore Large Mammals? Pp. 1-15 en *Large mammal restoration: ecological and sociological considerations on the 21st century* (Maehr, D. S., Noss, R.F. y Larkin J.F (Eds.) Island Press. Estados Unidos.
- Nuno A. y John, F.A.V. 2015. How to ask sensitive questions in conservation: A review of specialized questioning techniques. *Biological Conservation*. 189: 5–15
- Oakleaf, J. K., Mack, C., Murray, D.L. 2003. Effects of wolves on livestock calf survival and movements in central Idaho. *Journal of Wildlife Management*. 66: 98-105
- Paquet *et al.* 1996. Effects of human activity on gray wolves in the Bow River Valley, Banff National Park, Alberta. En *A Cumulative Effects Assessment and Futures Outlook for the Banff Bow Valley* (Green, J. et al. (eds.)) Banff Valley Study. Department of Canadian Heritage. Canadá.
- Paquet, P.C. *et al.* 2001. Feasibility of Timber Wolf reintroduction in Adirondack Park. Pp. 47-64 En *Large mammal restoration: ecological and sociological considerations on the 21st century* (Maehr, D. S, Noss, R.F. y Larkin, J.L. (eds.)) Island Press. Estados Unidos.
- Parsons, D. R. 1998. "Green Fire" Returns to the Southwest: reintroduction of the Mexican Wolf. *Wildlife Society Bulletin*. 26: 799-807

- Pérez-Martínez, S. 2016a. Los grandes retos de la UGRCH. Pp.189-247 en Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016 (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Pérez-Martínez, S. 2016b. Los primeros ganaderos organizados: de la Cámara Nacional de ganadería del estado de Chihuahua a la Unión Ganadera Regional de Chihuahua, 1925-1936. Pp.41-63 en Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016 (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Pérez-Martínez, S., P Riguzzi, P., Lopes, M.A. 2016. Contexto Histórico Pp.22-38 en Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016 (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Perramond, E. P. 2010. Political Ecologies of Cattle Ranching in Northern Mexico: private revolutions. The University of Arizona Press. Estados Unidos.
- Priego A.G., Isunza E., Luna N. y Pérez J.L. 2007. 'Mapa de Cuencas Hidrográficas de México, 2007'. Escala 1:250000. INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), INE (Instituto Nacional de Ecología), CONAGUA (Comisión Nacional de Agua). México
- QGIS Development Team. 2017. QGIS: Sistema de Información Geográfica libre y de Código Abierto. Versión 2.18.10
- Rajaratnam, R., Vernes, K., y Sangay, T. 2016 A Review of Livestock Predation by Large Carnivores in the Himalayan Kingdom of Bhutan. Pp 143-171 en Problematic Wildlife: A cross disciplinary approach. (Angelici, F.M. ed.) Springer International Publishing.

- Ralls K. y Ballou J.D. 2004. Genetic status and management of California condors. *Condor* 106:215–228
- Rasmussen G.S.A. 1999. Livestock predation by the painted hunting dog *Lycaon pictus* in a cattle ranching region of Zimbabwe: a case study. *Biol Conserv* 88:133–139
- Ream, R.R. y Mattson, U.I. 1982. Wolf status in the Northern Rockies: historical perspective (pre 1860 to 1930) Pp. 362-363 en *Wolves of the world: perspectives of behavior, ecology and conservation* (Harrington, F.H y Paquet, P.C. (eds.)) Noyes Publications. Estados Unidos.
- Reyes, G. J. M. y López, S. M. A. 1989. Estrategia para la recuperación del lobo mexicano. Pp. 165-174 en *Memorias del VI Simposio de Fauna Silvestre FMVZ UNAM*. México.
- Reyes-Gómez, V.M., D. Núñez-López, C. A. Muñoz-Robles, H. Gadsden, J.A. Rodríguez, M. A. López, y O.R. Hinojosa. 2006. Caractérisation de la sécheresse hydrologique dans le bassin versant Rio Conchos, Chihuahua, Mexique. *Science et Changements Planétaires-Sécheresse* 17:475-484.
- Reyna-Medrano, M.I. (ed.) 1993. Combate de coyotes y lobos en el norte de México: 1952-1960 en *Memorias Primer Simposium Nacional Sobre el Lobo Gris Mexicano*. Zoológico de San Juan de Aragón. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L. *et al.* 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343:151–162
- Robel, R. J., A. D. Dayton, F. R. Henderson, R. L. Meduna, C. W. Spaeth. 1981. Relationships between husbandry methods and sheep losses to canine predators. *Journal of Wildlife Management*. 45: 894–911.

- Rodríguez-Muela, C. 2016. El futuro de la ganadería chihuahuense. Pp.337-341 en Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016 (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Røskaft E., Bjerke T., Kaltenborn B. P., Linnell J. D. C. 2003. Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evol Human Behav* 24:184–198
- Rutherford, M.B. y Clark, T. W. 2005. Coexisting with large carnivores: Lessons from Greater Yellowstone Pp. 254-270 en *Coexisting with large carnivores: Lessons from Greater Yellowstone* (Clark, T. W., Rutherford, M.B. y Casey, D. eds.) Island Press. Estados Unidos.
- Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J. D. C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerström, P., y Sköld, K. 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoolog.*, 286: 120–130.
- Sandom, C.; Bull, J.; Canney, S.; Macdonald, D.W. 2012. Exploring the Value of Wolves (*Canis lupus*) in Landscape-Scale Fenced Reserves for Ecological Restoration in the Scottish Highlands. Pp 245-276 en *Fencing for Conservation* (Somers, M. J., y Hayward, M.) Springer Science.
- Scikit-fuzzy team. 2012. Fuzzy Logic Toolbox for Python.
- SciPy. 2017. Pandas Python Data Analysis Library. Versión. 0.20.2
- Scudday, J. F. 1977. The mexican gray Wolf in Texas. Fish and Wildlife Service Report. Estados Unidos.
- SEDATU (Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano) 2015. Regionalización Funcional de México. México.

- Seddon, P.J., Armstrong, D.P. y Maloney, R.F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. Review. *Conservation Biology* 21: 303–312
- Sodhi N. S., Brook B. W., Bradshaw C. J. A. 2009. Causes and consequences of species extinctions. Pp. 514–520 en *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press, Princeton. Estados Unidos.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001. The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. *Biological Conservation*. 101: 15-22
- Steffen, W.; Richardson, K.; y Rockström, J. 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*. 10: 1-17
- Stewart W. B., Kluever, B.M.; Panasci, M.; Oakleaf, J.; Johnson, T.; Ballard, W.; Howery, L.; Bergman, D.L. 2011. Domestic calf mortality and producer detection rates in the Mexican wolf recovery area: Implications for livestock management and carnivore compensation schemes. *Biological Conservation* 144: 930-936.
- Suzanne, A.S.; Fascione, N.; Miller, C.; Pissot, J.; Schrader, G.; Timberlake, J. 2008. Livestock and wolves: a guide to nonlethal tools and methods to reduce conflicts. *Defenders of Wildlife*. Estados Unidos.
- Thiel, R. R. 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist*. 113: 404-407
- Thirgood S., Woodroffe R., Rabinowitz A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods. Pp 13–26 en *People and wildlife: conflict or coexistence?*

(Woodroffe R., Thirgood S., Rabinowitz A. (eds)) Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.

Treves, A., y K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17:1491-1499.

Turnbull, T. T., Cain, J.W., y Roemer, G.W. 2013 Anthropogenic Impacts to the Recovery of the Mexican gray wolf with a focus on trapping related items. *Wildlife Society Bulletin* 37: 311-318.

UGRCH (Unión Ganadera Regional de Chihuahua). 2016. Mapa catastral del estado de Chihuahua. Datos vectoriales. México.

USFWS (United States Fish and Wildlife Service) 2017. 2016 Mexican wolf population survey reveal gains for experimental population. News Release. Estados Unidos.

USFWS (United States Fish and Wildlife Service) 2010. Mexican Wolf Conservation Assessment. Region 2. Estados Unidos.

Van Rossum, G. 2017. Python programming language. Versión 3.5.3

Verdade, L.M., Lyra-Jorge, M.C. y Piña, C.I. eds. 2010. Applied ecology and human dimensions in biological conservation. Springer. Berlin, Alemania.

Verdade, L. M.; Penteadó, M.; Gheeler-Costa, C.; Dotta, G.; Rosalino, L.M.; Pivello, V.R.; Piña, C.I.; Lyra-Jorge, M.C. 2014. The conservation value of agricultural landscapes. En Pp. 91-104 Applied ecology and human dimensions in biological conservation (L.M., Lyra-Jorge, M.C. y Piña, C.I. eds) Springer. Berlin, Alemania.

- Villa, R. B. 1960. Combate contra los coyotes y los lobos en el norte de México: sus repercusiones en la salubridad, en la economía y en la conservación de la fauna silvestre. *Anales del Instituto de Biología*. 31:463-499
- Walsh, L. 2013. Resistance and Common Ground as Functions of Mis/aligned Attitudes. *Written Communication*. 30: 458 – 487
- Wayne, R. K., N. Lehman, M. W. Allard, and R. L. Honeycutt. 1992. Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: Genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology* 6:559-569.
- White, P. C. L., Jennings, N. V., Renwick, A. R., Barker, N. H. L. 2005. Review: questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology*. 42: 421-430
- Wilmot, J. y Clark T.W. 2005. Wolf Restoracion: A battle in the war over the West. Pp. 138-173 en *Coexisting with large carnivores: Lessons from Greater Yellowstone* (Clark, T. W. *et al.*(eds.)) Island Press. Estados Unidos.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3:165-173
- Wydeven, A. P., Mladenoff, D. J., y Sickley, T. A. 2001. Road density as a factor in habitat selection by wolves and other carnivores in the Great Lakes Region. *Endangered Species UPDATE*. 18:110-114
- Yom-Tov Y., Ashkenazi S., Viner O., 1995. Cattle predation by the golden jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation*. 73: 12-22

Young, S. P. 1944. History, Life habits, economic status, and control. Pp. 1-385 en The Wolves of North America (Young S. P. y Goldman E. A.) American Wildlife Institute. Washington, Estados Unidos.

Young S. P. y Goldman E. A. 1944. The wolves of North America. American Wildlife Institute. Washington, Estados Unidos.

Zimmermann B., Wabakken P., Dötterer M. 2001. Human-carnivore interactions in Norway: how does the re-appearance of large carnivores affect people's attitudes and levels of fear? For Snow Landscapes Research 76:137–154

Apéndices

Glosario

Becerro: cría de bovino con un peso menor a los 181 kg (400 libras) (Espinosa *et al.* 2010).

CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Ejido: sistemas de uso de la tierra con estructura propia de gobierno establecida por el Estado mexicano para recibir y manejar la tierra que fue expropiada a los grandes terratenientes y redistribuida a campesinos y granjeros rurales después de la Revolución. La creación y operación de ejidos y comunidades está regulada por la Ley Agraria de 1992 (Spreij 2005).

Paisaje: mosaico de hábitats que ocupa una escala espacial intermedia entre el área de habitación de un organismo y su distribución regional (entre 50 y 10,000 km²) (CONABIO 2017).

PARC: Predator and Rodent Control del USFWS.

Predio: unidad mínima de observación del catastro que se encuentra ubicado en un área rústica, cuyo uso o destino predominante puede ser agrícola, ganadero, forestal, acuícola o de servicios agropecuarios, entre otros (DOF 2012).

SAGARPA: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

USFWS: (United States Fish and Wildlife Service) Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos de América.

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés).

Apéndice I. Chihuahua: Estado Ganadero

I.1. Antecedentes históricos

En el México prehispánico los ungulados que conformaban el paisaje de pastizal septentrional eran herbívoros de talla grande como el bisonte (*Bison bison* Linnaeus, 1758), el venado (*Odocoileus* spp. Rafinesque, 1832), el berrendo (*Antilocapra americana* Ord, 1815), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis* Shaw, 1804); y una diversidad de especies de menor tamaño, pero con grandes poblaciones (CONABIO 2014).

Los grupos étnicos cultivaban maíz, frijol y calabaza o migraban en busca de alimento, el cual obtenían de la caza del venado, los patos silvestres y el bisonte (CONABIO 2014). Derivado de la existencia de mecanismos reguladores naturales, estas poblaciones mantenían un equilibrio con su entorno, por lo que el ecosistema de pastizal tenía garantizada su permanencia inalterada (Enríquez 2001).

Con la colonización europea los mecanismos reguladores de los ecosistemas fueron alterados en beneficio de los animales domésticos, mediante el inicio del control de depredadores, y la modificación significativa de la cubierta vegetal, específicamente con los cambios de la composición de las comunidades de pastizal. En Chihuahua la presencia de animales domésticos tiene su origen en 1575, cuando Baltazar de Ontiveros, Cristóbal y Juan Ontiveros inician la ganadería a gran escala en la entidad. Sin embargo, la población de ganado y su impacto en la vegetación seguramente fueron limitados, debido a los riesgos que implicaba la actividad en áreas alejadas de los principales centros de población (Enríquez 2001).

A finales del siglo XIX cuando concluye la guerra con los apaches, el exterminio de las manadas de bisontes y la mayoría de los grupos étnicos, se consolida la propiedad rural hacendaria (Enríquez 2001). El desarrollo de este modelo productivo aumentó el número de ganado en toda la república y en algunas regiones se mejoró la calidad de los rebaños nativos, se sofisticaron las técnicas empleadas en la cría de animales y se definió la especialización regional de actividades pecuarias del país (Cossío-Silva 1965, Lopes y Riguzi 2012, Perez-Martínez, Riguzzi y Lopes 2016).

Las condiciones de frontera con los Estados Unidos y la lejanía con la capital de la república influyeron fuertemente en el proceso de consolidación de la ganadería chihuahuense del Siglo XX (Pérez-Martínez 2016a). La expansión de la ganadería chihuahuense fue consecuencia de la creciente demanda de ganado de exportación para Estados Unidos y la importación de razas británicas para el pie de cría en el estado (Enríquez 2001, Ríos y Fierro 2001). Gran parte de las importaciones de ganado para abastecer y hacer crecer a los ranchos se hicieron por parte de la familia Terrazas al centro del estado y por el rancho Corralitos en Casas Grandes, propiedad de una firma británica administrada por americanos (Ríos y Fierro 2001).

El censo de 1880 señala la existencia de 640,000 cabezas en Chihuahua, un número que en 28 años se incrementó a 16 millones. La importancia del comercio con el país vecino fue sustancial para este crecimiento. Entre los años de 1901 y 1914, 1.5 millones de cabezas de ganado son exportadas de Chihuahua a EU. Cifras considerables cuando se toma en cuenta a las sequías acumuladas de 1908 a 1910 que causaron las primeras bajas observables a la producción (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016; Pérez-Martínez 2016b).

Los periodos bélicos a principios del siglo XX también tuvieron un fuerte impacto en la ganadería mexicana; entre 1914 y 1919 durante la Primera Guerra Mundial, se exportaron a EU más de dos millones de cabezas de ganado, debido a un aumento considerable en la demanda (Pérez-Martínez, Riguzzi y Lopes, 2016). En contraste, los efectos de la Revolución Mexicana causaron una baja de hasta el 50 por ciento en el hato ganadero del estado y provocaron una crisis de 1920 a 1925 (Pérez-Martínez 2016a, Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). La Gran Depresión de EU se sumó a esta crisis en 1929, contrayendo el mercado de exportación, aumentando los impuestos de importación y reduciendo el precio de la carne en pie. Años después, con la demanda ocasionada por la Segunda Guerra Mundial, se reactiva el mercado de exportación con mejores precios y menos impuestos. En este periodo se llegó a exportar hasta medio millón de cabezas de ganado (Pérez-Martínez 2016a).

En 1917, la agricultura y ganadería en todo el país sufre una transformación importante cuando se establece en el Artículo 27 de la Constitución Mexicana el fin del latifundismo, se decreta la explotación de las tierras ociosas y se establecen por primera vez los tipos de propiedad: ejidal, comunal y privada. El reparto agrario tuvo su fin en 1992 (Pérez-Martínez 2016a).

Sin embargo, en un inicio la situación en el campo no era prometedora; los campesinos, vaqueros, jornaleros y las familias rurales carecían de los medios para la subsistencia, la mayoría carecía de tierra, escaseaban los alimentos y no tenían un trabajo seguro. La mayor parte de los ranchos no tenían cercos, y el ganado andaba suelto en busca de pastizales, por lo que era fácil el extravío, el robo y la depredación (Pérez-Martínez 2016a).

Entre 1965 y 1967, con la crisis en el precio de los granos la ganadería bovina de carne se convirtió en la opción productiva para los capitales invertidos en el sector agropecuario, lo que dio inicio al mayor desarrollo ganadero del país. Los impactos ambientales fueron evidentes, incrementándose año con año los índices de sobrepastoreo, desertificación, impactos al ecosistema de pastizales y la generación de nuevos elementos ambientales negativos (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016), cuyas consecuencias se verían años más tarde.

En los setentas la mayor parte del ganado se encontraba registrado en la propiedad ejidal y comunal. Como apoyo a esta nueva forma de propiedad se introdujo la forma de producción mixta, que fomentó la ganadería intensiva al combinarse con la agricultura, dando preferencia crediticia y asistencia técnica a los ejidos y pequeños propietarios. Este modelo permaneció en el campo mexicano hasta 1994, cuando el maíz dejó de ser una opción redituable para el pequeño propietario dedicado a la producción mixta, con la entrada en vigor del Tratado de Libre Comercio (Baer, Chauvet-Sánchez y Castañeda-Zavala 2002).

Las décadas siguientes presentaron grandes retos económicos y ambientales a la ganadería, comenzando por el cierre a la exportación, la disminución del precio del ganado en el mercado de EU de 1960 a 1980 y la sequía de 1979 a 1981 (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). Después, la inflación en 1987 que llegó al 170%, la crisis económica y política

de 1994 y la crisis económica ocasionada por el Fondo Bancario de Protección al Ahorro (FOBAPROA) en 1995 (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016).

Una prolongada sequía de 1993 a 2004 provocó la pérdida de casi 50% del inventario ganadero y la pérdida de forrajes; valorado todo en 600 millones de nuevos pesos. Se sumaron, además, una drástica reducción de los índices de parición, las ventas de pánico que redujeron los pies de cría, los problemas financieros, la descapitalización y la competencia desleal de carne importada (que llegó a representar el 33% del mercado doméstico). Todo esto, provocó que a finales del siglo XX la industria ganadera fuera prácticamente insostenible (Pérez-Martínez, 2016a, Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016).

En los primeros años del siglo XXI, Chihuahua ocupaba el quinto lugar en la producción de carne de bovino; un número que se vio reducido a un mínimo similar al de 1908 por la prolongada sequía que permaneció hasta el 2014 (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). La experiencia de los años anteriores de sobreproducción ganadera y la presencia de sequías generó un cambio en la actitud de los ganaderos y en muchos ranchos se ha iniciado la conversión hacia un modelo de producción ganadera acorde a las recomendaciones zootécnicas, de conservación y protección del ecosistema de pastizal (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016).

I.2. Geografía social y ganadería

El estado de Chihuahua representa 12.6% de la superficie del país, convirtiéndolo en el más grande de México; colinda con los estados de Texas, Nuevo México y Arizona de los Estados Unidos de Norteamérica y en México con Durango, Coahuila de Zaragoza, Sonora y Sinaloa. Tiene una densidad de población de 13.09 habitantes/km²; una de las más bajas en el país, comparado a la media nacional de 53 habitantes/ km². En 2005, el 77% de la población de la entidad se concentra principalmente en ocho ciudades: Ciudad Juárez, Chihuahua, Delicias, Cuauhtémoc, Camargo, Nuevo Casas Grandes, Parral y Jiménez (CONABIO 2014).

Chihuahua ocupa el quinto lugar en aportación al Producto Interno Bruto (PIB) del país con el 4.6%. El principal sector de la economía en la entidad es de tipo terciario; seguido de la actividad secundaria con 29.67% y el sector primario, donde se incluye la ganadería, con 9.08%. Este último sector se distingue de la economía nacional por estar más desarrollado en la entidad que en el resto del país; a pesar de que estas actividades contribuyen con 6.4% del PIB anual al estado (CONABIO 2014).

El 41.9% de la superficie del estado se encuentra en manos de 984 ejidos y comunidades agrarias y en 859 de estos se realizan actividades agrícolas, en 967 pecuarias y en 202 se efectúan actividades forestales. El 60% restante de la superficie corresponde al régimen privado. El 31% de los pastizales está en manos del sector social y 69% lo maneja el sector privado; en consecuencia, la productividad del sector social produce 22% del inventario ganadero, mientras que el sector privado aporta 78% (CONABIO 2014)

Específicamente, la ganadería da sentido geográfico, económico e histórico al estado (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). En contraste con la agricultura, que tan solo ocupa 4% del territorio estatal (CONABIO 2014), a la ganadería se dedican aproximadamente 12,600,000 Ha, y representan el 51% de la superficie (Blanco-Madrid 2016). La ganadería de producción de carne en Chihuahua se ha enfocado casi exclusivamente al ganado bovino; utilizando diferentes tipos de vegetación, desde pastizales hasta matorrales, árboles asociados al pastizal, bosques y selva caducifolia (Blanco-Madrid 2016).

La actividad se desarrolla principalmente en extensos pastizales naturales situados en regiones áridas y semiáridas del noroeste y a menor escala en las regiones centro y sur. Los pastizales naturales aportan más del 80% de la base forrajera para ganadería y su producción económica conforma 35% del PIB del sector primario estatal (Blanco-Madrid 2016). Chihuahua ocupa el sexto lugar en la producción pecuaria con 71,000 toneladas por año, lo que representa 5% de la producción nacional (SAGARPA 2006). La encuesta nacional agropecuaria realizada por señala que para 2014 se tenían 1,988,311 cabezas de ganado (INEGI 2014).

Debido a las circunstancias ambientales, económicas y políticas, la ganadería solo puede llevarse a cabo en grandes extensiones de pastizales; siendo prácticamente imposible el desarrollo de actividad pecuaria en pequeñas unidades (Pérez-Martínez, Riguzzi y Lopes 2016). Las variables ambientales conformadas por la precipitación, temperatura, y la superficie de la variación del coeficiente de agostadero, conformaron las principales regiones ganaderas en las llanuras de la Sierras Madre Oriental y Occidental, en tres regiones principales: los Valles Centrales de Chihuahua, la Sierra Tarahumara y la región de Casas Grandes (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016)

I.3. Manejo Ganadero

Las características ambientales de Chihuahua determinan los patrones tradicionales sobre los que se basa la ganadería de la región. Muchos de los ranchos tienden a ubicarse en zonas accidentadas, en el pie de monte de la SMO o en regiones de pronunciada aridez. Como la obtención de agua para riego es difícil, existen relativamente pocas oportunidades de diversificar e intensificar la actividad agropecuaria. La explotación ganadera en el ambiente semidesértico del noroeste requiere un índice de agostadero mayor, razón por la que el tamaño de la unidad ganadera individual -el llamado “rancho”- suele abarcar miles de hectáreas. Los vaqueros, empleados de manera permanente, atienden en los ranchos menores a las 2000 Ha atienden menor cantidad de hectáreas por persona que en los ranchos más grandes (CEAL 1975, Perramond 2010).

Dos son los principales mercados de interés para la ganadería: la exportación de becerros a Estados Unidos y el mercado interno. La cercanía al mercado norteamericano ha reforzado la tendencia hacia la especialización de vaca-becerro, que representa el 80% de la exportación a los EU, lo que influye marcadamente en la edad de destete y en los patrones de manejo. Los animales exportados son lotes homogéneos de becerros de razas definidas, entre los 8 y 10 meses de edad de menos de 160-180 kg; que posteriormente se engordan en confinamientos hasta los 300 kilogramos o más (CEAL 1975, Chauvet 2001).

Durante la mayor parte del último siglo, siguiendo los patrones de producción estadounidense se han buscado razas con mayor producción cárnica y de buen marmoleo. Este mercado es el que paga mayores precios por animales de buena conformación y de razas puras tales como la Hereford, Angus, Charolais o cruza de razas especializadas que requieren de una mayor cantidad y calidad de forrajes y granos. Estas razas se han adaptado a las condiciones climáticas del norte, incluso a las de extrema aridez; pero la baja calidad de los pastizales naturales existentes y el escaso interés que se presta al mejoramiento de los mismos han limitado la explotación (CEAL 1975, Ortiz-López 2001).

Las principales razas de ganado que se encuentran en Chihuahua son Aberdeen-Angus o Angus, Hereford, Holstein-Friesen, Brangus Charoláis, Limousine y Saleers. Sin embargo, el ganado criollo, de genética no definida, es el mejor adaptado a los desiertos y montañas chihuahuenses. Aprovecha los forrajes de mala calidad con los que otras razas no pueden sobrevivir, lo que le permite convivir con la vegetación natural sin necesidad de destruirla (Ortiz-López 2001; Ríos y Fierro 2001a).

Dentro del sector ganadero existen varios tipos de productores que participan en diferentes niveles de la cadena productiva: desde la cría de vacas y becerros hasta su venta en el mercado de carne nacional o de exportación. Las características que distinguen a un productor de otro son: el tipo de tenencia de la tierra, el acceso al capital, a la tecnología, el mercado de carne al que concurren; así como aspectos culturales, como el conocimiento de su entorno, el uso y manejo de sus recursos naturales, su visión como vaqueros o ganaderos y sus tradiciones y manifestaciones culturales. En lo que se refiere a la tenencia de la tierra, esencialmente existen dos tipos de ganaderos: los ejidatarios y comuneros, y los propietarios privados, entre los que se incluyen los colonos (CONABIO 2014).

I.4. Ejidos

En el sistema de ganadería campesina o de ejidos, la principal actividad es la agricultura, de temporal y en menor medida de riego, y la ganadería es considerada como una actividad secundaria. Es un sistema de alta flexibilidad que trabaja con niveles relativamente bajos de

capital y patrones de producción esencialmente tradicionales. Toda la mano de obra corresponde al ejidatario y sus familiares. No realizan manejo de ganado ni rotación de potreros y la inversión de capital en alimentación complementaria o infraestructura en terrenos y pastizales es casi nula. Se desarrolla en potreros de pastos naturales o inducidos, utilizando granos o alimentos concentrados ocasionalmente y en bajas proporciones. Los hatos son pequeños a medianos y el nivel tecnológico requerido es mínimo. Productos de este sistema son la leche y becerros destetados que posteriormente se integran a hatos de engorda en pastoreo (Baer, Chauvet-Sánchez y Castañeda-Zavala 2002; CONABIO 2014).

La ganadería es de trashumancia y netamente extractiva. Durante la época de lluvias los animales se trasladan a las partes altas de la Sierra a zonas total o parcialmente deforestadas, con pasto suficiente para el aumento de peso y favorecer la lactancia de las vacas. Al terminar las lluvias (octubre-noviembre) se inicia la trashumancia hacia las zonas bajas de la Sierra y se efectúan las ventas de becerros o de las vacas de desecho. El remanente del rebaño se mantiene en estas zonas hasta mayo-junio, cuando de nuevo se emprende el traslado de los animales hacia la serranía (CEAL 1975).

El ganado es de bajo rendimiento, con cierto grado de aporte genético de razas de registro. La producción consiste en criar becerros que son vendidos a ganaderos mayores. Las pariciones raras veces sobrepasan el 60%; siendo muy común el aborto debido a la mala alimentación, la falta de agua y a las excesivas caminatas de las vacas. Los becerros sólo alcanzan los 150 kilogramos después de los dos años y presentan una tasa de mortalidad hasta del 50% (CEAL 1975).

La mayoría de los ejidos del norte que tienen ganadería se enfrentan a serios problemas por causa de las limitaciones del ambiente y de los requerimientos técnico-financieros con que necesitarían contar para intensificar la producción. El carácter semidesértico de la región exige vastas extensiones de tierra para mantener un rebaño que proporcione al ejidatario a través del año un “ingreso aceptable” y aunque las superficies de las dotaciones por beneficiario resultan muy extensas, en términos del tamaño del rebaño y del ingreso obtenible son prácticamente insuficientes. En consecuencia, se considera la ganadería como una actividad secundaria y se

hace un esfuerzo para diversificar la producción ya sea con ganado de doble propósito, agricultura o con actividades forestales (CEAL 1975, Perramond 2010).

Las zonas de pastizal se aprovechan en forma colectiva por rebaños individuales. En consecuencia, nadie se siente responsable de conservar la fertilidad de los suelos o de mantener en buen funcionamiento los suministros de agua (represas, presones, pozos), lo que repercute en la calidad de los pastizales y el suelo. Debido a todo esto y la falta de responsabilidad administrativa, el ganado del ejidatario individual se encuentra en malas condiciones y su explotación ganadera se considera de alto riesgo (CEAL 1975). Como en otros escenarios rurales, es probable que su base económica impide invertir posibles utilidades en mejoras permanentes; por lo que sufren de vulnerabilidad compuesta, debido a su inhabilidad para prevenir el daño o enfrentar su impacto (Naughton-Treves 1997).

I.5. Propietarios privados

La ganadería en el régimen de tenencia privado no se realiza como una actividad empresarial; más bien es una práctica de herencia familiar, donde predominan las prácticas conservadoras y tradicionales en el manejo de los ranchos (Chauvet 2001). Se especializan en la producción de becerros, generalmente de registro, para la exportación. Estos ganaderos realizan trabajos de selección de ganado, programan empadres y pariciones e invierten en tecnología, suplementos alimenticios y servicios veterinarios. También invierten en la infraestructura de sus terrenos, en la captación y distribución del agua, el manejo de potreros, cercos, corrales de manejo y bodegas y utilizan mano de obra asalariada. Tienen acceso a programas de apoyo gubernamental y a la banca comercial y de fomento (CONABIO 2014).

Algunos compran becerros a otros pequeños ganaderos con el propósito de repasto o de engorda en corrales, generalmente antes de la exportación, con lo cual combinan la ganadería extensiva e intensiva (CONABIO 2014). Los machos recién destetados se venden directamente a compradores y las hembras a ranchos donde se mantienen en zonas de pastizales hasta los dos años o más. Las hembras que poseen la mejor conformación se destinan a la cría. Los animales

que no cumplen con las disposiciones para la exportación o animales viejos o de desecho se venden al mercado nacional (CEAL 1975).

Las condiciones ambientales en Chihuahua presentan periodos críticos en la nutrición de los animales en pastoreo, debido a que las precipitaciones pluviales se concentran principalmente en los meses de julio a septiembre y con excepcionales lluvias en primavera. Para disminuir dicha escasez se emplean diversas medidas de manejo, como la suplementación y la utilización de sistemas especializados de pastoreo con una planeación integral de los recursos, como la división de potreros, sistemas de pastoreo de alta intensidad-baja frecuencia, distribución adecuada de presones, abrevaderos y saladeros (Rodríguez-Muela 2016).

En el estado de Chihuahua los principales tipos de pastoreo en el régimen privado engloban el continuo, el rotacional y el de alta densidad, holístico o método Savory (Melgarejo-Velázquez y Ramírez-Loeza 1996).

Pastoreo Continuo: se caracteriza por mantener un grupo de bovinos en una pradera hasta llegar al peso de venta. Este manejo favorece el sobrepastoreo y el sub-pastoreo, que incrementa la presencia de maleza y el crecimiento de pastos de menor calidad reduciendo la capacidad de carga por hectárea, y por ende, la producción (Melgarejo-Velázquez y Ramírez-Loeza 1996).

Pastoreo rotacional: consiste en dividir la superficie total en varios potreros de igual capacidad, para que un potrero a la vez sea pastoreado mientras que los otros están en reposo. Este sistema presenta mayores ventajas que los anteriores y da muy buenos resultados con pastos mejorados y cargas moderadas y altas, permite el manejo de animales, fertilización y control de malezas. La única desventaja es que requiere de mayor número de cercos y puertas (Melgarejo-Velázquez y Ramírez-Loeza 1996).

Pastoreo de alta densidad, holístico o método Savory: son técnicas determinadas por tiempos cortos de pastoreo, seguidos de tiempos de descanso suficientes para la recuperación del pastizal antes de ser repastoreado. Se buscan intensidades de pastoreo altas en potreros con un tamaño reducido. La mayor utilización del pasto, combinada con el tiempo de

reposo necesario, permite el incremento de la producción y calidad del pasto para una mayor capacidad de carga y producción animal por unidad de área sin afectar la producción individual, ni permitir efectos erosivos en el suelo. Es un manejo adaptativo y contempla las características de suelo, clima, especie, potencial animal, recursos disponibles, objetivos del productor y aspectos sociales de cada sistema (CEAL 1975, Rodríguez-Muela 2016).

I.6. Deterioro ambiental y ganadería

En México la ganadería se desarrolló durante décadas a través de un modelo extensivo, con un fuerte impacto ecológico. El crecimiento de la ganadería desde mediados de los cincuentas hasta principios de los ochentas, basado en el libre pastoreo de animales, favoreció un modelo extensivo que aceleró la deforestación de grandes superficies, llegando a abarcar hasta el 65% de la superficie nacional (Chauvet 2001).

Específicamente en Chihuahua, las características ambientales influyen fuertemente en la gestión territorial y en la dinámica de la ganadería. La presencia natural de los pastizales y zonas de cultivo potenció la actividad pecuaria y agrícola en las regiones centrales del Desierto Chihuahuense y en la Sierra Madre Occidental. Sin embargo, estas tierras con bajos índices de lluvia durante el año y la escasez de cuerpos de agua abundantes, tanto superficiales como subterráneos, no son aptas para la agricultura tradicional (CEAL 1975).

La idea de que la ganadería tuviera un impacto significativo antes de 1940 no tiene sustento histórico, ya que la población de herbívoros domésticos fue insuficiente para sobrepastorear en forma generalizada los pastizales (Enríquez 2001). Es hasta 1923, cuando se establecieron las colonias menonitas en la región de Cuauhtémoc, Chihuahua, que se dieron los primeros indicios de deterioro ambiental, donde se registraron pérdidas de suelo por erosión, acumulación de arena y formación de dunas producto de la agricultura. Los primeros diagnósticos en 1965 muestran que los pastizales ya presentaban graves problemas de

sobrepastoreo, un incremento en las poblaciones arbustivas no forrajeras y de plantas tóxicas en 85% del área de pastizales (Blanco-Madrid 2016).

En la actualidad, los principales problemas para la ganadería chihuahuense son el sobrepastoreo, la severa erosión de suelos, los prolongados periodos de sequía, la dependencia del sector al mercado de exportación, la presión sobre la tierra destinada a la ganadería para abrirla a los cultivos forrajeros, nogaleras o cultivos para consumo humano y los limitados recursos para la capitalización y programas de producción sustentable (CEAL 1975, CONABIO 2014). Se suma a todo esto una baja eficiencia en la utilización de agua de lluvia, la invasión de especies no forrajeras y tóxicas, y la colonización de especies exóticas invasoras de gramíneas (Blanco-Madrid 2016).

Las sequías representan el mayor impacto, ya que repercuten en la industria ganadera significativamente por las deficiencias de alimento y pérdida de peso (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). En 114 años se presentaron 67 años de sequías y 23 años de abundancia pluvial, y en 2011 una notable ausencia de precipitaciones, con registros de precipitación menores al 50% de lo normal. (Mancera-Valencia y Carreón-Hernández 2016). Se suman a estas sequías el largo periodo de sequía anual de diciembre a junio, acompañado de bajas temperaturas y fuertes heladas, que detienen por completo el desarrollo de la mayoría de las especies forrajeras en los pastizales (Rodríguez-Muela 2008).

En la sequía se reduce el contenido de nutrientes de los pastizales; de tal forma que no se satisfacen los requerimientos mínimos del ganado para una producción adecuada (Rodríguez-Muela 2016). El contenido de proteína y fósforo de las especies forrajeras disminuye aproximadamente 60 a 70%, el valor energético se reduce hasta un 50% por un aumento en la fracción fibra (lignina, celulosa, y otros) y el contenido de betacaroteno, precursor de la vitamina A, se reduce el 100% (Rodríguez-Muela 2016). Si a esto se suma el mal manejo ganadero y el deterioro de los pastizales, tenemos como consecuencia una elevada incidencia de enfermedades en el ganado joven por la pobre nutrición y una alta mortalidad (CEAL 1975).

Las deficiencias alimenticias por el bajo contenido alimenticio de los pastos empobrecidos, conllevan consecuencias negativas como baja tasa de fertilidad, infantilismo en los órganos reproductores de las madres, alto porcentaje de abortos, alta tasa de mortalidad al nacer y bajas tasas de fecundidad con porcentajes promedio de parición del 40 al 65% (CEAL 1975). Los animales que llegan a nacer son de baja precocidad y poco resistentes, por lo que la tasa de mortalidad de becerros antes del destete suele ser elevada -entre el 10 y el 20%- y sólo en ranchos eficientes es menor del 5%. La mortalidad alcanza su mayor incidencia durante los primeros cuatro meses de vida. En los ejidos y en años de extrema aridez, la mortalidad es aún más elevada (CEAL 1975).

En general, la degradación de los ecosistemas por el mal manejo de la tierra ha tenido consecuencias considerables, como la reducción en la rentabilidad de los ranchos, la pérdida acelerada de biodiversidad y el aumento en la incidencia de sequías e inundaciones (Blanco-Madrid 2016).

Actualmente los pastizales destinados a la ganadería ocupan el 70% del estado de Chihuahua (Blanco-Madrid 2016). Estudios recientes del INIFAP en 2008 indican que más del 80% de los pastizales se encuentran en condición de regular a pobre, produciendo aproximadamente 25% de su potencial; lo que reduce la rentabilidad, aumenta el costo de producción por la necesidad de numerosos insumos externos y contribuye a la pérdida de biodiversidad y degradación general de los pastizales (Blanco-Madrid 2016).

Para atender esta situación se han llevado a cabo diversos esfuerzos para la conservación de los procesos naturales, los ecosistemas y la biodiversidad chihuahuense. Se promueve el manejo eficiente de los pastizales que busca la coexistencia entre la producción ganadera y la conservación de la biodiversidad. Esto transforma los modelos tradicionales de producción ganadera a nuevas formas de producción sustentable, que buscan la revalorización de los servicios ambientales, reducir los costos de producción y el impacto a los sistemas ambientales (Chauvet 2001).

En algunos ranchos se está comenzando a comprender la necesidad de mejorar la calidad de los pastizales, conservar el suelo, la inversión en la compra de ganado de buena calidad, en la infraestructura necesaria para el buen funcionamiento de los ranchos y en los insumos necesarios para la alimentación y salud de los animales (CEAL 1975, Pérez-Martínez 2016a).

La recuperación y conservación de los ecosistemas repercute sobre el desarrollo y utilización del potencial de los pastizales, que puede presentar un incremento de hasta cuatro veces en la producción y rentabilidades actuales, además de la consecuente recuperación de las poblaciones de fauna nativa dentro de los pastizales y el restablecimiento de su función ecológica. El papel del productor es fundamental, debido a que es el único que tiene el poder de hacer el cambio que favorezca la recuperación y conservación de los ecosistemas de los cuales depende la actividad ganadera (Blanco-Madrid 2016).

Apéndice II. Entrevista

Realiza: _____ Fecha: ____ / ____ / 2016

Nombre del rancho: _____ Particular: () Ejido: ()

(¿Se le conoce por otro nombre al rancho? _____)

MUNICIPIO: _____

1. Tamaño del predio en (Ha): _____

2. Con qué frecuencia lo visita:

3. ¿De qué actividades vive el rancho?:

4. ¿Dependencia económica de Ud. respecto a las actividades ganaderas del rancho? _____ (%)

5. Número actual de cabezas de ganado: _____

6. En 2015 _____ en 2013 _____ 2010 _____

7. ¿Qué razas de ganado tiene en el predio?

8. ¿Cómo manejan al ganado? (pregunta abierta: e.g. ¿Usan todos los potreros al mismo tiempo, rotan los potreros? ¿Tienen vacas, becerros y toros juntos? ¿Hay becerros todo el año? ¿Cuántos becerros espera tener?)*

*Entre paréntesis: no se da lectura; son solamente para el entrevistador.

9. ¿Cuáles son las más importantes causas por las que pierde ganado?

10. En función de estas causas, ¿cuántos becerros espera tener al final del ciclo? _____

11. ¿Conoce el Fondo de Aseguramiento Ganadero? ¿Ha sido beneficiario? ¿Bajo qué circunstancia(s) y con qué frecuencia? (abierta)

12. ¿Usa todo el rancho para actividades ganaderas? Si dice no: ¿Cuál es la causa de no usar esa porción del rancho?

13. ¿Algún depredador de la región le causa daño? ¿Qué ha hecho para no tener más daño?

14. ¿Sabe si hay lobos en la región? ¿Desde cuándo?

Apéndice III. Representación matemática del conocimiento

El razonamiento humano o cómo una persona toma decisiones, es un proceso altamente complejo para su estudio. La manera convencional de estudiarlo emplea el uso de métodos estadísticos que requieren de un gran número de suposiciones altamente restrictivas para generar predicciones estables; es decir, obliga a la representación matemática del conocimiento a un alto grado de precisión que no representa de manera satisfactoria la complejidad del escenario social-ambiental. Un método sustancialmente más sensible a los problemas para representar matemáticamente el conocimiento, es la lógica difusa (Mordeson 2015).

Desarrollada por Al Zadeh en 1965, la lógica difusa es una metodología que procura crear aproximaciones matemáticas para describir y formalizar las leyes que rigen el comportamiento humano y las relaciones entre los hombres, tanto en el orden de lo social como en el de lo natural. En general, imita cómo una persona toma decisiones siguiendo patrones de comportamiento similares al pensamiento humano. El adjetivo “difuso” se debe a que los valores de verdad utilizados tienen una connotación de incertidumbre. (D’Negri y De vito 2006, Morales 2002).

La lógica difusa cuantifica esta incertidumbre de una manera simple y elegante para obtener una conclusión. Se utiliza cuando la complejidad del proceso en cuestión es muy alta y no existen modelos matemáticos precisos, en procesos altamente no lineales, y cuando se maneja conocimiento vago, incompleto, o subjetivo. Entre sus ventajas, destaca que combina expresiones lingüísticas complejas con datos numéricos, y no requiere algoritmos muy sofisticados para su implementación. (Duarte 1999, D’Negri y De vito 2006).

Estas propiedades hacen posible de manera natural el trabajo de traducción del lenguaje natural al matemático (Cejás 2011), haciendo de la lógica difusa en una herramienta versátil y adecuada para este estudio al que se integran variables no discretas como el manejo del recurso tierra y su dependencia a él, la tolerancia que se tiene a eventos de depredación, el riesgo de que uno de estos eventos suceda en el predio, y la posible supervivencia de los lobos bajo este escenario.

Apéndice IV. Fundamentos de Lógica Difusa

La lógica difusa, a diferencia de la lógica Booleana, opera con conjuntos difusos en vez de discretos, y funciones de pertenencia asociadas ellos. Se construye en un universo (U) en el cual cada variable (X) está compuesta por conjuntos difusos (x_1, \dots, x_n), que representan valores lingüísticos. Un elemento puede pertenecer (parcialmente) a un conjunto difuso y simultáneamente pertenecer (parcialmente) al complemento de ese conjunto (Duarte 1999); por lo que puede tener cualquier valor entre 0 y 1, es decir, varios valores de verdad. Un conjunto difuso es una función que a cada elemento del universo le asocia una función de pertenencia (μ_U) al conjunto (Duarte 1999, Morales 2002, D'Negri y De vito 2006).

La representación de los conjuntos difusos puede realizarse mediante funciones trapezoidales, triangulares y otros tipos de función. La idea principal es utilizar aquella función que mejor represente el concepto (Chacón 2007); en este caso se utilizaron las triangulares por su facilidad para la interpretación y modelado.

La definición de la función de membresía triangular se define como:

$$\text{Ecuación 2. } f(x; a, b, c) = \begin{cases} 0 & \text{para } x < a \\ \frac{x-a}{b-a} & \text{para } a \leq x < b \\ \frac{c-x}{c-b} & \text{para } b \leq x \leq c \\ 0 & \text{para } x > c \end{cases}$$

Donde a, b, c corresponden a los parámetros que describen la geometría del triángulo, y x es la variable de entrada (Chacón 2007).

Por ejemplo, en el universo que representa a todo el conocimiento adquirido por la entrevista, se obtiene la variable Tolerancia a los lobos (T), compuesta por los valores o conjuntos difusos: $U(T): \{alta, media, baja\}$. Donde cada elemento o respuesta va a tomar un valor de pertenencia (μ) en estos conjuntos difusos; es decir, cada respuesta va a pertenecer al conjunto de alta tolerancia, tolerancia media, o tolerancia baja; o parcialmente a más de uno. La representación gráfica de la pertenencia a los conjuntos se muestra en la Figura 15; para una respuesta que pertenece parcialmente al conjunto de alta tolerancia, y (simultáneamente) pertenece parcialmente al conjunto de tolerancia media.

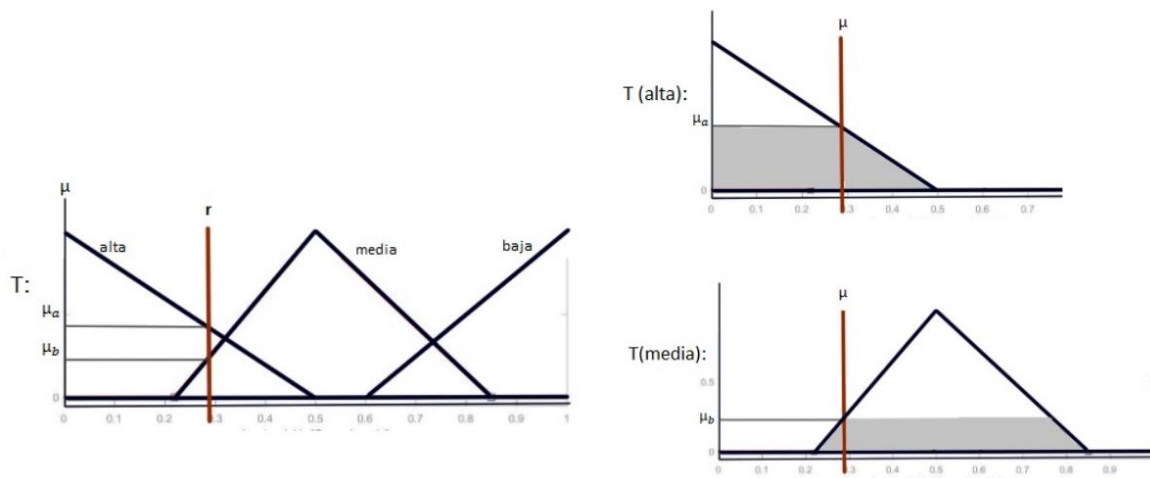


Figura 15. Valores de pertenencia (μ) en la variable T de los conjuntos difusos T:(alta) (superior derecha) y T:(media) (inferior izquierda).

El conocimiento adquirido es evaluado en reglas lingüísticas, fácilmente interpretables y verificadas por expertos en el tema, para modelar el pensamiento humano y la toma de decisiones. Conceptualmente, es una metáfora de preguntarle a un panel de expertos una conclusión a partir de algunos datos de entrada. Formalmente, es una generalización de un *modus ponens*, (Si “antecedente 1” y “antecedente 2”, entonces “consecuente X”) una regla de inferencia en la lógica proposicional (Yen 1999).

Una regla difusa es la unidad básica para llevar el conocimiento a un sistema difuso. Tiene dos componentes: un antecedente “si” (IF), y un consecuente “entonces” (THEN); de manera que el antecedente describe una condición, y el subsecuente describe una conclusión que resulta de las condiciones señaladas en las reglas. Los conjuntos difusos en el antecedente de una regla se definen a partir de los valores de membresía de los conjuntos difusos de la variable de entrada, es decir, qué tan completa o parcialmente se satisface la condición de la regla. Mientras que los conjuntos difusos de los consecuentes describen la incertidumbre de la conclusión (Yen 1999).

Las reglas difusas operan de la forma:

SI A_1 es x_1 Y A_2 es x_2 ... Y A_n es x_n ENTONCES B es y

Donde son A_1 A_n variables lingüísticas de entrada, x_1 x_n son valores lingüísticos de entrada o conjuntos difusos; y B es la variable lingüística de salida con un valor lingüístico y . (Azadi *et al.* 2009).

Para ejemplificarlo se utiliza el sistema difuso para la evaluación del riesgo de muerte de los lobos en función de la tolerancia a carnívoros (T), supervivencia de los lobos en el predio (S) y riesgo de que se tenga un evento de depredación (D).

Donde las variables T , S , D , tienen valores representados con conjuntos difusos: T : {tolerancia alta, tolerancia media, tolerancia baja}={ ta, tm, ta }; S : {supervivencia alta, supervivencia media, supervivencia baja} = { sa, sm, sb }; y D : {riesgo bajo, riesgo medio, riesgo alto} = { rb, rm, ra }. El consecuente riesgo de muerte (R), posee valores lingüísticos de {bajo, medio, alto}.

Las reglas difusas para este sistema se construyen a partir de:

SI T_n es t_n Y S_n es s_n Y D_n es d_n ENTONCES r es R

Por lo tanto, tendremos reglas difusas ($n=3^3=27$) que modelan el sistema, y se construyen a partir del conocimiento de expertos. Como ejemplo, tenemos la siguiente regla:

*SI Tolerancia es baja (t_a) Y Supervivencia es alta (s_a) Y Depredación (r_b) es baja,
ENTONCES Riesgo es bajo*

Cuando ingresamos nuestra base de datos, el Sistema traduce las variables lingüísticas en valores de pertenencia a los conjuntos de entrada, los evalúa en todas las reglas construidas, y asigna finalmente un valor de pertenencia al conjunto de salida correspondiente. La importancia de este valor cuantificable es su interpretación lingüística.

Apéndice V. Modelo de análisis

Para ejemplificar el proceso de análisis, se muestra a continuación la información obtenida de la entrevista a un propietario privado en la región de estudio

Conocimiento obtenido

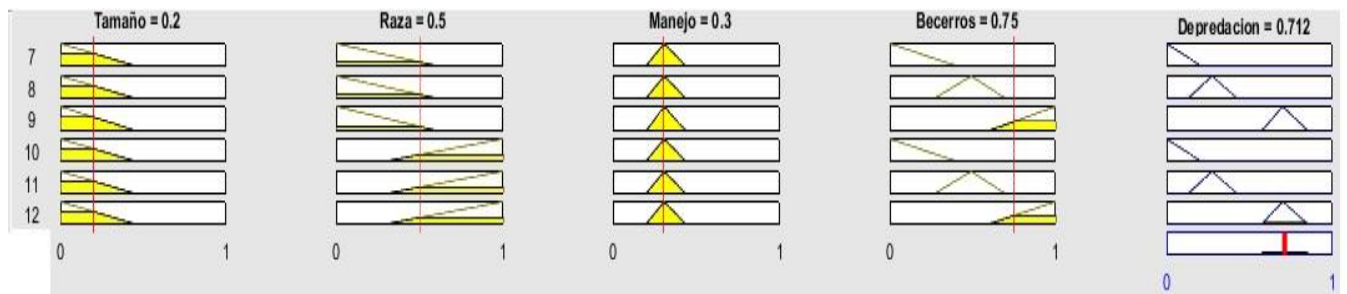
Predio privado de 2000 Ha donde se realizan actividades ganaderas, de agricultura y aprovechamiento forestal de juníperos; con una dependencia económica del 80% a las actividades ganaderas. Cuenta actualmente con 380 cabezas de ganado, de la raza Angus y criollos, y espera un 85% de parición o becerros viables. El manejo es pastoreo racional de alta densidad, tomando en cuenta el tiempo y no el número de cabezas (sic). Los potreros tienen periodos de no pastoreo (descanso) largos de 18 meses, después de un periodo de pastoreo constante. Tiene un sistema de empadre de 60 días, en el que los becerros nacen en época de lluvias; y la selección de los ejemplares de recambio se hace a partir de la fertilidad. Solo tienen un pastor que cuida a los animales. Las principales amenazas que encuentra, en este orden, son sequía, enfermedad, parto, accidentes, extravío, depredación y robo. El puma (*Puma concolor*) es la única especie que ha depredado en el predio. Busca reducir el riesgo de depredación juntando al ganado para promover el instinto de manada, a través del pastoreo planeado (sic). Tiene conocimiento sobre el Fondo de Aseguramiento Ganadero, pero no lo ha usado. Respecto a la presencia del lobo mexicano, estima que llevan en vida libre alrededor de seis a ocho años.

Representación matemática

El proceso de análisis, derivado de la formulación de reglas y asignar valores de pertenencia a los conjuntos difusos construidos, generó los siguientes valores para este predio.

Vulnerabilidad a depredaciones

Debido a que se trata de un predio privado mediano, con razas de ganado de registro y criollas, en un manejo considerado en el conjunto holístico, pero con una densidad de becerros muy alta; obtuvo un valor de 0.712; que se traduce a un predio con una vulnerabilidad a depredaciones media-alta.



Supervivencia de carnívoros en el predio

Entre las causas de muerte de ganado se encuentran depredación y sequía, por lo que toma valores de riesgo alto. Respecto a la presencia de lobos, se considera que el conocimiento no es preciso, por lo que se incluye en el conjunto de pertenencia intermedio. Las medidas que toma para el manejo de la depredación son de coexistencia, y a pesar de que no ha utilizado el seguro ganadero, lo conoce. El modelo difuso indicó un valor de 0.177; y se traduce a una alta supervivencia de carnívoros en el predio.

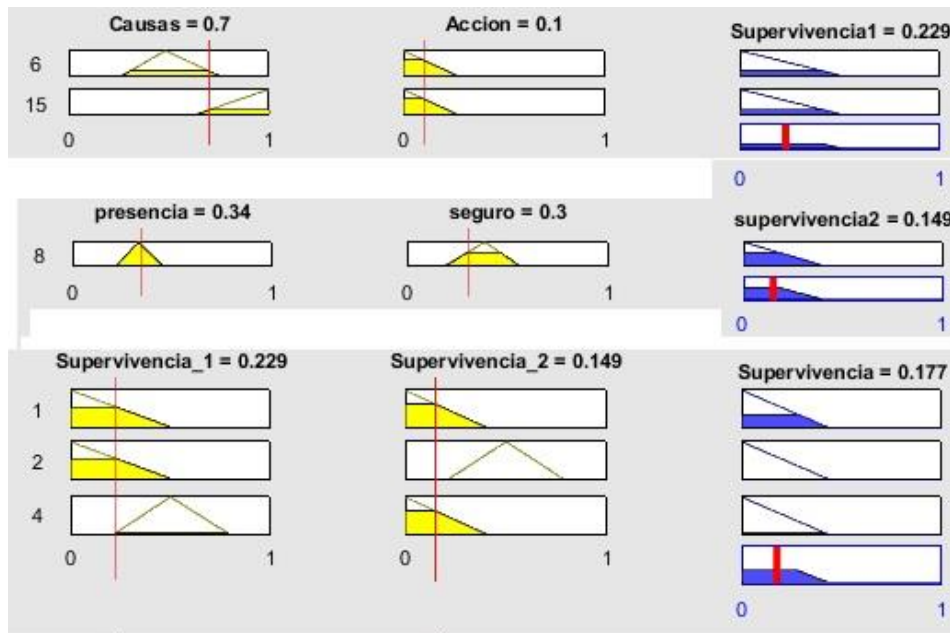


Figura 17. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan la supervivencia de carnívoros en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.

Tolerancia a carnívoros

La dependencia económica a la ganadería se considera alta; pero las actividades realizadas, así como el manejo holístico, se consideran dentro de la unión de los conjuntos ganadería y agricultura, obteniendo un valor bajo. Como resultado se obtuvo un valor de 0.481, que se traduce a una tolerancia alta a media a los carnívoros.

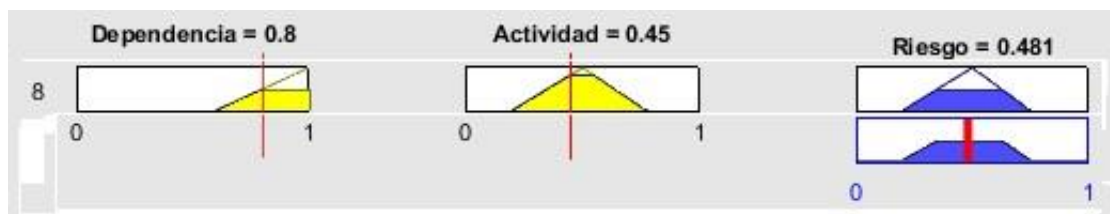


Figura 18. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan la tolerancia a carnívoros en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.

Riesgo de mortalidad para los lobos

Los valores obtenidos en el análisis y reglas de los conjuntos de vulnerabilidad a depredaciones, supervivencia de carnívoros en el predio y tolerancia a los carnívoros; fueron incluidos en un último sistema de análisis difuso; del cual se obtuvo el riesgo del predio: 0.376. Este valor se traduce a un nivel de riesgo bajo para los lobos en este predio.



Figura 19. Representación gráfica de los valores de pertenencia que modelan el riesgo de mortalidad de lobos en el predio cuando son evaluados en los conjuntos difusos de entrada y salida.

Apéndice VI. Código

Para construir el Sistema de lógica difusa (Figura 4), se escribió un código en lenguaje Python (Van Rossum 2017) con ayuda de la paquetería Skfuzzy (Scikit-fuzzy team 2012) y la librería para el análisis de información pandas (SciPy 2017). del que a continuación se muestra la modelación de las variables: supervivencia, tolerancia y vulnerabilidad a depredaciones que construyen el consecuente riesgo de mortalidad de los lobos. El resto de las variables que construyen el sistema presentan las mismas características y cambian únicamente en la definición de los conjuntos difusos y las reglas de operación.

```
from __future__ import division
import numpy as np
from skfuzzy import control as ctrl
import skfuzzy as fuzzy
import matplotlib.pyplot as plt
import pandas as pd

x = np.arange(0, 1.1, 0.005)

CONJUNTOS DIFUSOS DE ENTRADA

#depredacion
depredacion = ctrl.Antecedent(x, 'depredacion')
depredacion('poca') = fuzzy.trimf(x, (0, 0, 0.4))
depredacion('media') = fuzzy.trimf(x, (0.3, 0.65, 0.8))
depredacion('mucha') = fuzzy.trimf(x, (0.65, 1, 1))

#tolerancia
tolerancia = ctrl.Antecedent(x, 'tolerancia')
tolerancia('buena') = fuzzy.trimf(x, (0, 0, 0.4))
tolerancia('minima') = fuzzy.trimf(x, (0.2, 0.5, 0.75))
tolerancia('ninguna') = fuzzy.trimf(x, (0.6, 1, 1))
```

#supervivencia

supervivencia = ctrl.Antecedent(x, 'supervivencia')

supervivencia('alta') = fuzzy.trimf(x, (0, 0, 0.5))

supervivencia('smedia') = fuzzy.trimf(x, (0.22, 0.5, 0.85))

supervivencia('baja') = fuzzy.trimf(x, (0.6, 1, 1))

CONJUNTO DIFUSO DE SALIDA

#riesgo

riesgo = ctrl.Consequent(x, 'riesgo')

riesgo('muybajo') = fuzzy.trimf(x, (0, 0, 0.2))

riesgo('bajo') = fuzzy.trimf(x, (0.1, 0.25, 0.4))

riesgo('medio') = fuzzy.trimf(x, (0.35, 0.5, 0.7))

riesgo('alto') = fuzzy.trimf(x, (0.557, 0.728, 0.9))

riesgo('muyalto') = fuzzy.trimf(x, (0.8, 1, 1))

REGLAS DEL SISTEMA

regla1 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('buena') y depredacion ('poca'), riesgo('muybajo'))

regla2 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('buena') y depredacion ('media'), riesgo('muybajo'))

regla3 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('buena') y depredacion ('mucha'), riesgo('bajo'))

regla4 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('minima') y depredacion ('poca'), riesgo('muybajo'))

regla5 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('minima') y depredacion ('media'), riesgo('bajo'))

regla6 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('minima') y depredacion ('mucha'), riesgo('medio'))

regla7 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('poca'), riesgo('bajo'))

regla8 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('media'), riesgo('medio'))

regla9 = ctrl.Rule(supervivencia('alta') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('mucha'), riesgo('medio'))

regla10 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('buena') y depredacion ('poca'), riesgo('muybajo'))

regla11 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('buena') y depredacion ('media'), riesgo('bajo'))

regla12 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('buena') y depredacion ('mucha'), riesgo('medio'))

regla13 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('minima') y depredacion ('poca'), riesgo('bajo'))

regla14 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('minima') y depredacion ('media'), riesgo('medio'))

regla15 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('minima') y depredacion ('mucha'), riesgo('alto'))

```

regla16 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('poca'), riesgo('medio'))
regla17 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('media'), riesgo('alto'))
regla18 = ctrl.Rule(supervivencia('smedia') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('mucha'), riesgo('muyalto'))
regla19 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('buena') y depredacion ('poca'), riesgo('medio'))
regla20 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('buena') y depredacion ('media'), riesgo('alto'))
regla21 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('buena') y depredacion ('mucha'), riesgo('alto'))
regla22 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('minima') y depredacion ('poca'), riesgo('alto'))
regla23 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('minima') y depredacion ('media'), riesgo('alto'))
regla24 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('minima') y depredacion ('mucha'), riesgo('alto'))
regla25 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('poca'), riesgo('alto'))
regla26 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('media'), riesgo('muyalto'))
regla27 = ctrl.Rule(supervivencia('baja') y tolerancia('ninguna') y depredacion ('mucha'), riesgo('muyalto'))

```

```

sistema1 = ctrl.ControlSystem((regla1, regla2, regla3, regla4, regla5, regla6, regla7, regla8, regla9,
regla10,regla11, regla12, regla13, regla14, regla15, regla16, regla17, regla18, regla19, regla20, regla21,
regla22, regla23, regla24, regla25, regla26, regla27))

```

```

salida1 = ctrl.ControlSystemSimulation(sistema1)

```

EVALUACIÓN DE LOS VALORES DE ENTRADA EN LOS CONJUNTOS Y REGLAS

```

df = pd.read_csv('fuzzyriesgo.csv')
l = np.shape(df)(0)
resultados = np.zeros(l)
for i in range(l):
    print i
    salida1.input('supervivencia') = df('supervivencia')(i)
    salida1.input('tolerancia') = df('tolerancia')(i)
    salida1.input('depredacion') = df('depredacion')(i)
    salida1.compute()
    resultados(i) = salida1.output('riesgo')

```

Apéndice VII. Representación Gráfica de los Conjuntos Difusos

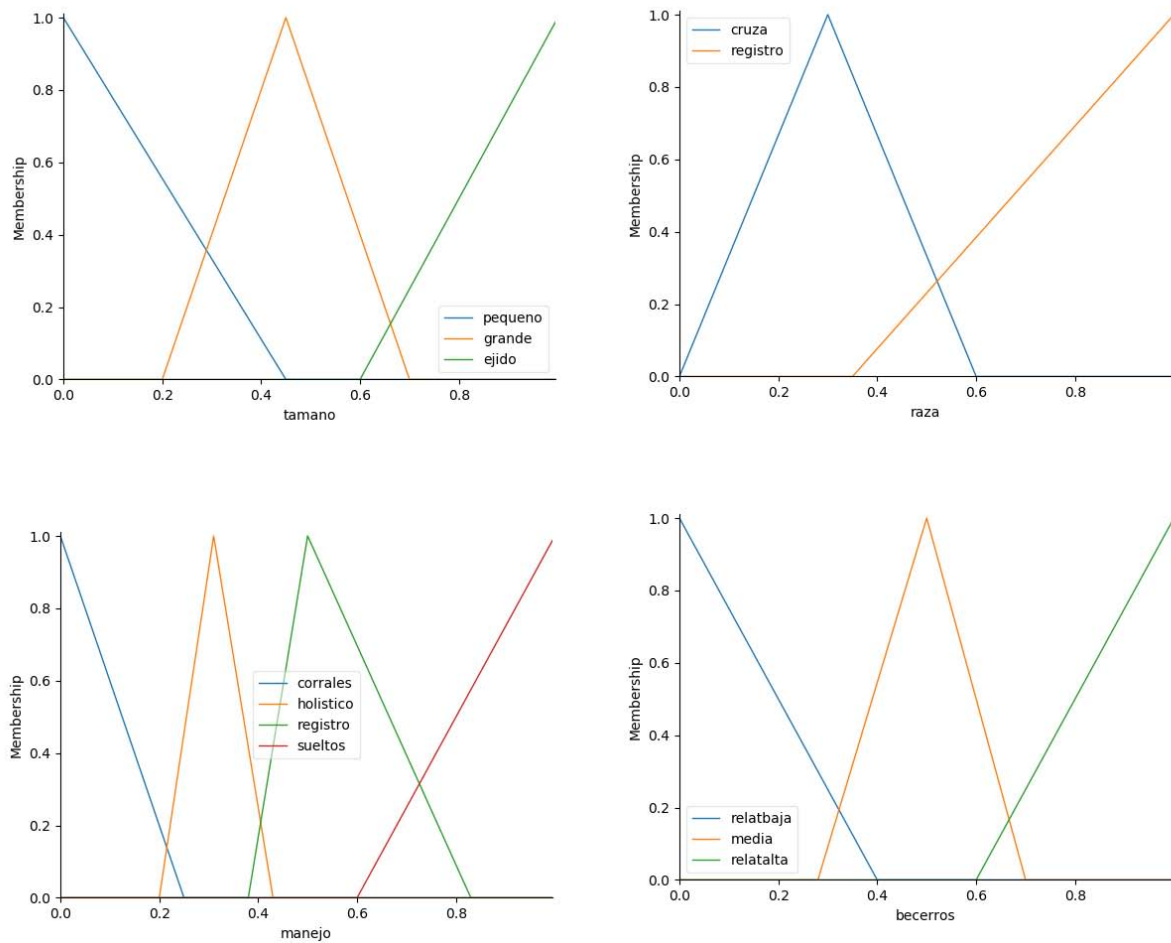


Figura 20. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Vulnerabilidad a Depredaciones.

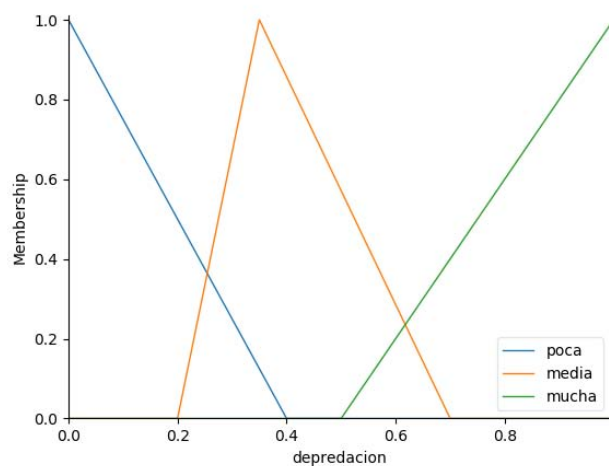


Figura 21. Conjuntos de salida del subuniverso Vulnerabilidad a Depredaciones.

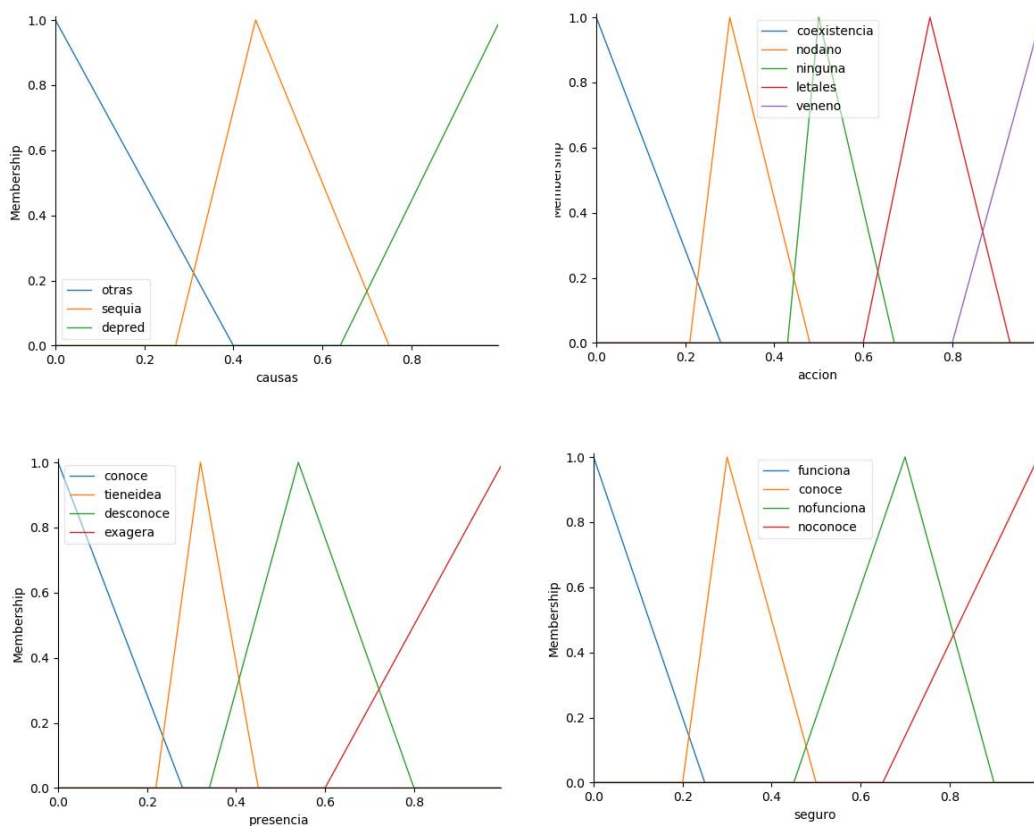


Figura 22. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Supervivencia de carnívoros en el predio

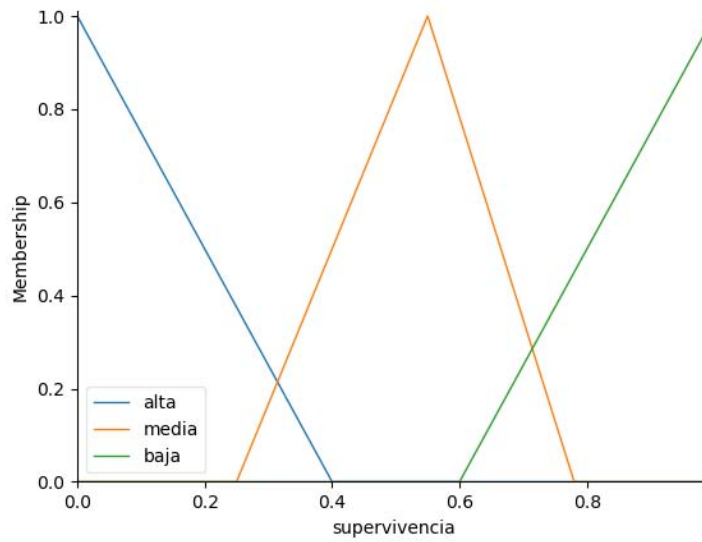


Figura 23. Conjuntos de salida del subuniverso Supervivencia de carnívoros en el predio

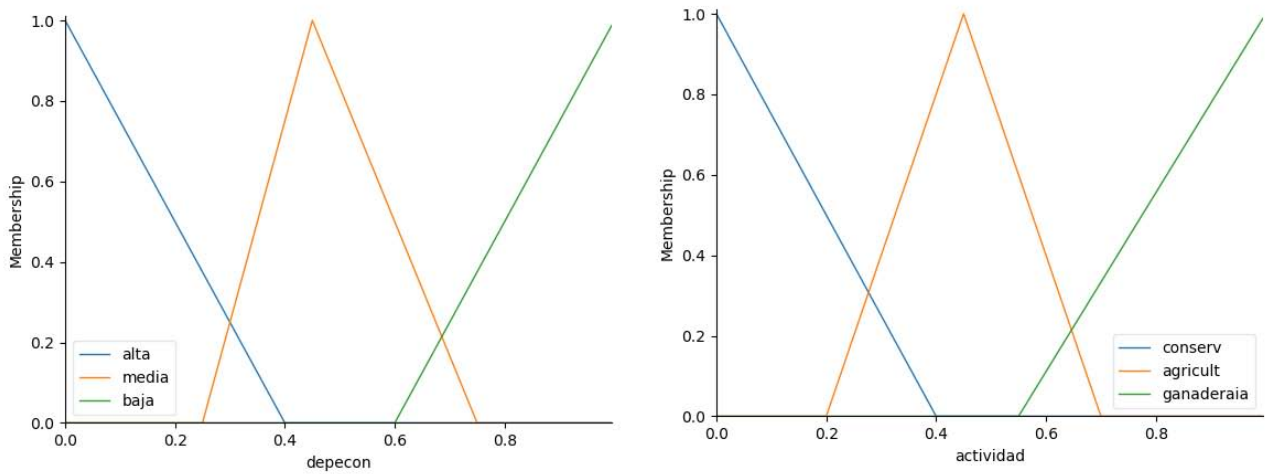


Figura 24. Conjuntos de entrada para modelar las variables del subuniverso Tolerancia a carnívoros

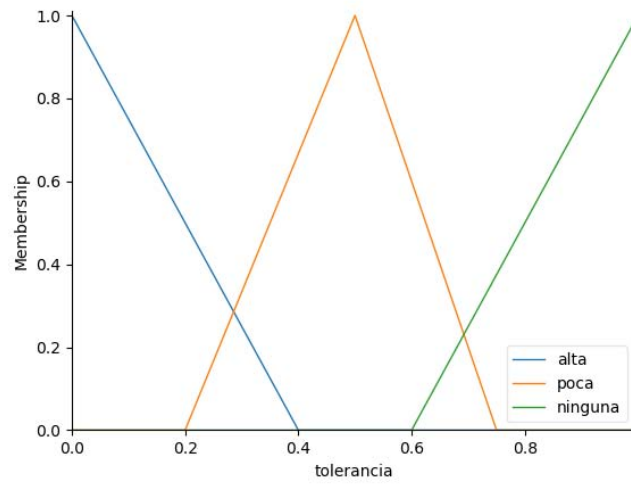


Figura 25. Conjuntos de salida del subuniverso Tolerancia a carnívoros

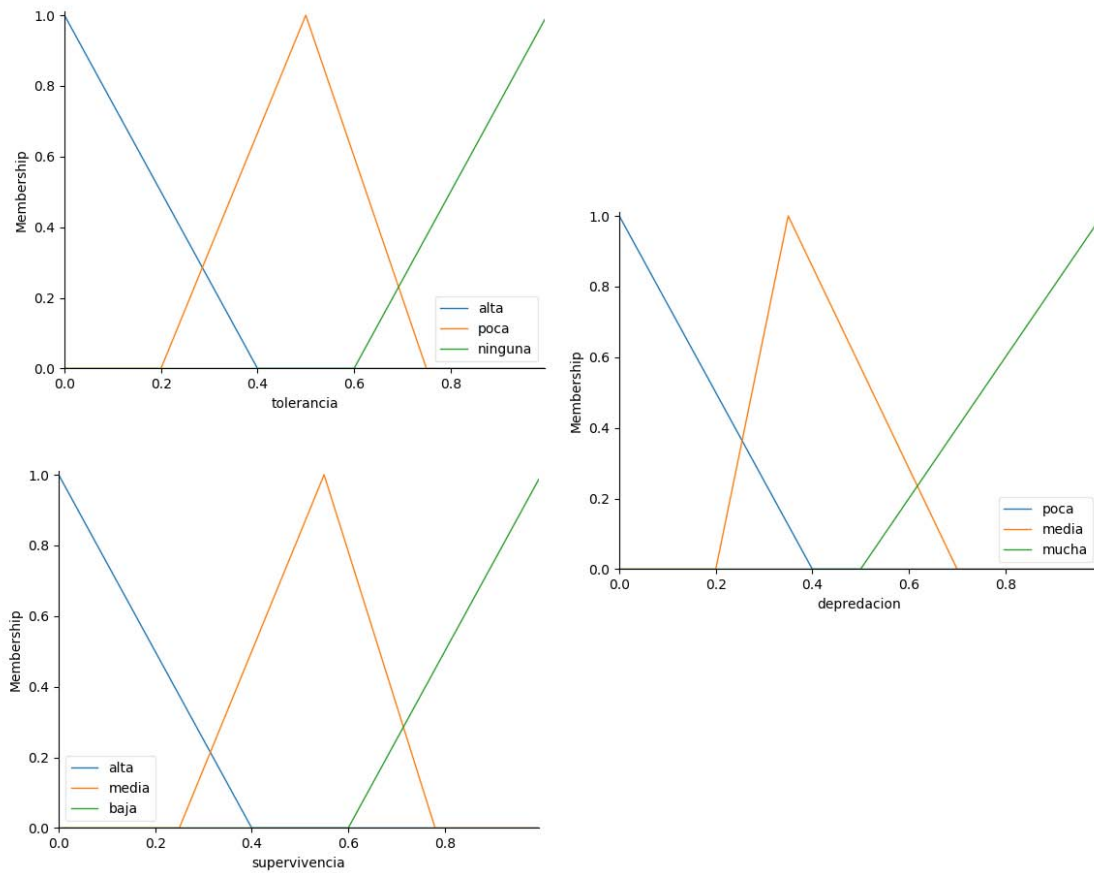


Figura 26. Conjuntos de entrada para modelar el universo Riesgo de mortalidad para los lobos

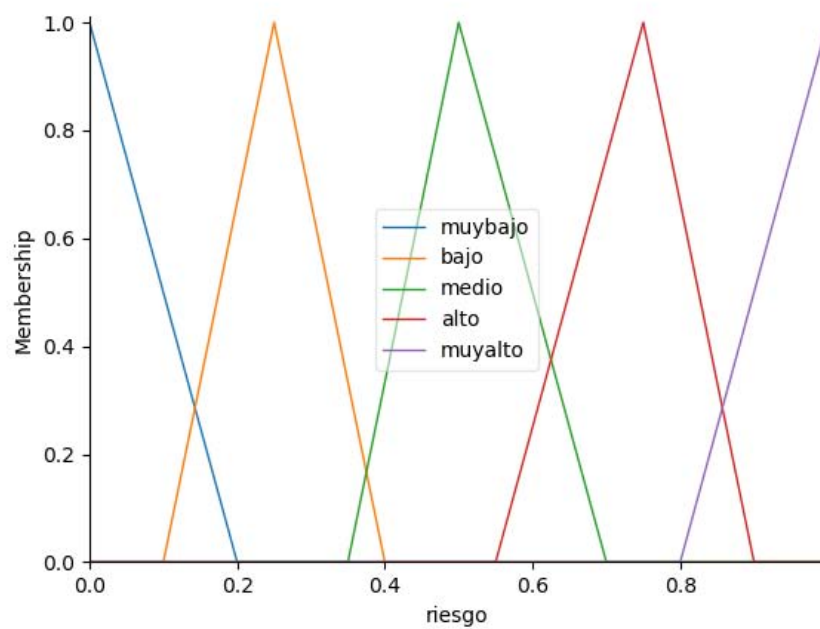


Figura 27. Conjuntos de salida del universo Riesgo de mortalidad para los lobos

Referencias Apéndices

- Azadi, H. et al. 2009. Sustainable rangeland management using fuzzy logic: A case study in Southwest Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 131: 193-200
- Baer, N. K.; Chauvet-Sánchez, M. y Castañeda-Zavala, Y. 2002. De maiceros a ganaderos. La ganadería campesina como alternativa a la crisis de granos. Pp 110-124 Situación y perspectivas de la ganadería en México (Cavallotu-Vázquez, B. A. y Palacio-Muñoz, V. H. eds.) Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Blanco-Madrid, E. S. 2016. Conservación de pastizales. Pp. 325-224 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- CEAL (Comisión Económica para América Latina) 1975. La industria de la carne de ganado bovino en México. *Análisis y Perspectivas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Cejas-Montero, J. 2011. La lógica difusa compensatoria/The compensatory fuzzy logic. *Ingeniería Industrial*. 32: 157-161
- Chacón M. M.I. 2007. *Procesamiento Digital de Imágenes*. Editorial Trillas. Distrito Federal, México.
- Chauvet, M. 2001. Los nuevos retos de la ganadería. Pp. 227-232 en *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (Hernández, L. Ed.) Instituto de Ecología. Xalapa, México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2014. *La biodiversidad en Chihuahua: Estudio de Estado*. México

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) 2017. Procesos ecológicos en el paisaje. Recuperado el 4 de abril del 2017 de www.biodiversidad.gob.mx/region/procesosec.html

Cossío-Silva, L. 1965. "La ganadería". En Historia Moderna de México: El Porfiriato. Vida Económica (Cosío-Villegas, D. ed.). Editorial Hermes, México.

D'Negri E., y De Vito E. L. 2006. Introducción al razonamiento aproximado: lógica difusa. Revista Argentina de Medicina Respiratoria. 4: 126-136

DOF (Diario Oficial de la Federación) 2012. Acuerdo por el que aprueba la Norma Técnica para la Generación, Captación e Integración de Datos Catastrales y Registrales con fines estadísticos y geográficos. Instituto Nacional De Estadística Y Geografía.

Duarte, O.G. 1999. Sistemas de lógica difusa:fundamentos. Revista Ingeniería e Investigación: 42

Enríquez, A. 2001. Invasión de plantas arbustivas en los pastizales de Chihuahua. Pp. 98-105 en Historia Ambiental de la Ganadería en México (Hernández, L. Ed.) Instituto de Ecología. Xalapa, México

Espinosa-García, J. A. *et al.* 2010. Administración de ranchos pecuarios con base en el uso de registros técnicos y económicos. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). México: Distrito Federal.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2014. Encuesta Nacional Agropecuaria. México.

Lopes, M. A. y Riguzi, P. 2012. Borders, Trade and Politics: Exchange between the United States and Mexican Cattle Industries, 1870-1947. Hispanic American Historical Review 94.

- Mancera-Valencia, F. J., y Carreón-Hernández, E. 2016 Geografía socioeconómica de la ganadería chihuahuense. Pp. 251-270 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Melgarejo-Velázquez, L. y Ramírez-Loeza, I. (eds.) 1996. Manual didáctico para la asignatura: Manejo de Pastizales. Pp. 120-122. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. División del Sistema de Universidad Abierta y Educación a Distancia. UNAM. México
- Morales-Luna, G. 2002. Introducción a la lógica difusa Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN CINVESTAV-IPN. México
- Mordeson, J. N. 2015. Application of fuzzy logic to social choice theory. Chapman y Hall/CRC Monographs and Research Notes in Mathematics 352: 17-23
- Naughton-Treves L., Treves A. 2005. Socio-ecological factors shaping local support for wildlife crop raiding by elephants and other wildlife in Africa. Pp. 252–277 en *People and wildlife: conflict or coexistence?* (Woodroffe R., Thirgood S., Rabinowitz A. (eds.)) Cambridge University Press, Reino Unido.
- Ortiz-López, I. C. 2001. El Ganado Criollo mexicano en Norteamérica Pp. 68 – 71 En *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (Hernández, L. (Ed.)). Instituto de Ecología. Xalapa, México
- Pérez-Martínez, S. 2016a. Los grandes retos de la UGRCH. Pp.189-247 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.

- Pérez-Martínez, S. 2016b. Los primeros ganaderos organizados: de la Cámara Nacional de ganadería del estado de Chihuahua a la Unión Ganadera Regional de Chihuahua, 1925-1936. Pp.41-63 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Perez-Martínez, S., P Riguzzi, P., Lopes, M.A. 2016. Contexto Histórico Pp.22-38 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.
- Perramond, E. P. 2010. *Political Ecologies of Cattle Ranching in Northern Mexico: private revolutions*. The University of Arizona Press. Estados Unidos.
- Ríos, J. G. y Fierro, L.C. 2001a. El Ganado Criollo de Chihuahua. Pp. 72-74 en *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (Hernández, L. (Ed.)). Instituto de Ecología. Xalapa, México
- Ríos, J. G. y Fierro, L.C. 2001b. Del ganado Criollo de origen español a las razas especializadas en la ganadería de Chihuahua. Pp. 75-80 en *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (Hernández, L. (Ed.)). Instituto de Ecología. Xalapa, México
- Rodríguez-Muela, C. 2008. *Suplementación Práctica de Ganado Bovino en Pastoreo*. Manual técnico No. 8. Secretaría de Extensión y Difusión Cultural. Facultad de Zootecnia y Ecología, UACH. México.
- Rodríguez-Muela, C. 2016. El futuro de la ganadería chihuahuense. Pp.337-341 en *Agostaderos y Ganado: Tradición y patrimonio de Chihuahua, 80 años de historia: 1936-2016* (Pérez-Martínez, S.) Unión Ganadera Regional de Chihuahua. México.

SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) 2006.
Panorama Nacional Pecuario.

Spreij, M. 2005. Visión general de la legislación acuícola nacional, México: hojas informativas.
Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO (en línea).
Recuperado el 4 de abril del 2017 de
www.fao.org/fishery/legalframework/nalo_mexico/es#tcNB00A5.

Yen, J. y Langari, R. 1999. Fuzzy logic: intelligence, control and information. Texas A y M
University. Estados Unidos.