



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO EN ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

EVALUACIÓN DEL HÁBITAT DEL VENADO COLA BLANCA (*Odocoileus virginianus mexicanus*) EN CUATRO UNIDADES DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE DE LA MIXTECA POBLANA

HERNÁN DÍAZ HERNÁNDEZ

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

PUEBLA, PUEBLA

2013



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS
CAMPECHE-CÓRDOBA-MONTECILLO-PUEBLA-SAN LUIS POTOSÍ-TABASCO-VERACRUZ

CAMPUE- 43-2-03

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

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe **Hernán Díaz Hernández** alumno de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta Institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Ángel Bustamante González** por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **Evaluación del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en cuatro unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre de la Mixteca Poblana** y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Puebla, Puebla 6 de febrero de 2013.

Hernán Díaz Hernández

Vo. Bo. Profesor Consejero

Dr. Ángel Bustamante González

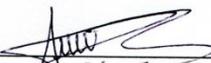
La presente tesis, titulada: **Evaluación del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en cuatro unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre de la Mixteca Poblana**, realizada por el alumno: **Hernán Díaz Hernández**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

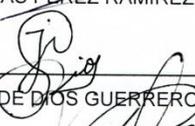
MAESTRO EN CIENCIAS
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO: 
DR. ÁNGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESOR: 
DR. SAMUEL VARGAS LÓPEZ

ASESOR: 
DR. NICOLÁS PÉREZ RAMÍREZ

ASESOR: 
DR. JUAN DE DIOS GUERRERO RODRÍGUEZ

ASESOR: 
DR. LUIS A. TARANGO ARÁMBULA

ASESOR: 
DR. GUSTAVO M. CRUZ BELLO

Puebla, Puebla, 2013

EVALUACIÓN DEL HÁBITAT DEL VENADO COLA BLANCA (*Odocoileus virginianus mexicanus*) EN CUATRO UNIDADES DE MANEJO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE DE LA MIXTECA POBLANA

Hernán Díaz Hernández, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2013

En la Mixteca Poblana el venado cola blanca es una especie que se encuentra sujeta a una fuerte presión de uso debido a su valor económico, estético y cultural. Es por esto que las poblaciones de venado requieren de zonas donde la calidad del hábitat sea favorable y les permita asegurar su subsistencia. En este estudio se evaluaron cuatro modelos de Índice de Aptitud del Hábitat (IAH) para el venado cola blanca en la región Mixteca Poblana. Dos modelos consideraron tres variables del hábitat, con y sin factor de presión antropogénica. Los otros dos modelos consideraron solamente las variables estadísticamente significativas en una regresión logística que relacionó las variables con datos de presencia/ausencia del venado obtenidos en 92 transectos. Los Índices de Aptitud de Hábitat estimados para los transectos fueron diferente para cada modelo de acuerdo a la prueba de Friedman y Kendall ($P \leq 0.005$). La prueba de Wilcoxon mostró que los valores de IAH de los modelos sin factor de presión antropogénica fueron estadísticamente diferentes a aquellos modelos que si la consideraron. Se concluyó que las variables del hábitat más relevantes para un modelo de IAH en el área de estudio fueron la cobertura vegetal y la distancia a las fuentes de agua, la distancia a las localidades rurales, fue el factor de presión antropogénica relevante. Para evaluar la aptitud del hábitat para el venado cola blanca en los ecosistemas forestales del área de estudio, se recomienda utilizar un modelo que solo considere las variables descritas previamente.

Palabras Clave: índice de aptitud del hábitat, manejo, venado.

HABITAT ASSESSMENT OF WHITE TAILED DEER (*Odocoileus virginianus mexicanus*) IN FOUR WILDLIFE MANAGEMENT AND COSERVATION UNITS OF THE MIXTECA POBLANA

Hernán Díaz Hernández, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2013

In the Mixteca Poblana white-tailed deer is subject to a strong hunting pressure due to their economic, aesthetic and cultural values. Deer populations need areas of good habitat quality to survive. In this study four models of Habitat Suitability Index (HSI) for white-tailed deer were assessed in the Mixteca Poblana region. Two models included three habitat variables, with and without anthropogenic impact factor. The other two models included only those statistically significant variables of a logistic regression analysis that used deer presence/absence data obtained from 92 transects. According to the Friedman and Kendall test ($P \leq 0.005$), the habitat suitability indices estimated for transects were different for each model. The Wilcoxon test showed that HSI values of the models that did not considered anthropogenic impact factor were statistically different compared to the models that did considered that impact. It was concluded that the most relevant habitat variables for HSI model for the study area were the vegetation cover and distance to water sources, and that the distance to small rural communities the relevant anthropogenic impact factor. To assess the habitat suitability for white-tailed deer in forest ecosystems of the study area, it is advisable to use a model that only considers the previously described variables.

Key words: deer, habitat suitability indices, management.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico otorgado para la realización de mis estudios de postgrado.

Al Colegio de Postgraduados Campus Puebla por los recursos académicos y de investigación que recibí durante mi estancia en la institución

Al Dr. Ángel Bustamante González por la dirección y asesoría otorgada para el desarrollo de la presente tesis.

A los doctores Gustavo Manuel Cruz Bello, Juan de Dios Guerreño Rodríguez, Luis Antonio Tarango Arámbula, Néstor Gabriel Estrella Chulim, Nicolás Pérez Ramírez y Samuel Vargas López por sus correcciones, sugerencias y comentarios brindados para la elaboración de la presente tesis.

A los campesinos de Buenavista de Juárez, Don Roque, San Nicolás Tenexcalco, y Tecolacio por el tiempo y conocimientos compartidos.

A los integrantes de Sierra Nuyuxia A. C. (Clara A. Rodríguez Mendoza, Mario E. Olivares Romero y Ricardo Guadarrama Luyando) por el apoyo y equipo brindado durante las salidas de campo.

A mi familia por el apoyo que siempre me han brindado a lo largo de mi vida.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	2
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 Objetivo general	3
1.2.2 Objetivos específicos.....	3
1.3 HIPÓTESIS	3
II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL	4
2.1 LA FUNCIÓN DE LA FAUNA SILVESTRE COMO UN RECURSO NATURAL Y EN LAS ESTRATEGIAS DE VIDA PARA LAS COMUNIDADES RURALES	4
2.2 ESTRATEGIAS DE APROVECHAMIENTO, MANEJO Y CONSERVACIÓN INSTITUCIONAL EN MÉXICO	6
2.3 LAS UMA COMO INSTRUMENTO DE APROVECHAMIENTO, CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA FAUNA SILVESTRE	9
2.4 IMPORTANCIA DE LAS TIERRAS FORESTALES COMO HÁBITAT DE LA FAUNA SILVESTRE.	12
2.5 CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DETERMINANTES DEL HÁBITAT PARA LA FAUNA SILVESTRE	14
2.5.1 Alimento	15
2.5.2 Agua.....	16
2.5.3 Espacio.....	16
2.5.4 Cobertura vegetal.....	17
2.6 MODELOS PARA DETERMINAR LAS CONDICIONES DE HÁBITAT PARA LAS POBLACIONES DE FAUNA SILVESTRE	18
2.6.1 Modelo de Índice de aptitud de hábitat (IAH)	19
2.6.2. Modelos de IAH para venado cola blanca	23
2.7 VENADO COLA BLANCA.....	24
2.7.1 Descripción del venado cola blanca	24

III. MARCO DE REFERENCIA	27
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	27
3.2. CLIMA.....	28
3.3 SUELOS	29
3.4 VEGETACIÓN.....	30
3.5 CARACTERÍSTICAS SOCIOECONÓMICAS.....	31
IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....	33
4.1 ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD POBLACIONAL DEL VENADO COLA BLANCA	33
4.2. EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE APTITUD DEL HÁBITAT (IAH).....	34
4.2.1 Valor de presión	36
4.2.2 Cobertura de vegetación	38
4.2.3 Obtención de pendiente, orientación de ladera y fuentes de agua.....	38
4.3 ANÁLISIS DE DATOS.....	39
V.RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
5.1 DENSIDAD POBLACIONAL DE VENADO COLA BLANCA EN LAS UMA	40
5.2 ESTRUCTURA POBLACIONAL DE VENADO COLA BLANCA EN LAS UMA	43
5.3 PROPORCIÓN DE SEXOS.....	44
5.4. ATRIBUTOS DE LOS SITIOS DE LAS UMA	46
5.4.1 Cobertura vegetal.....	46
5.4.2. Fuentes de agua	47
5.4.3. Pendiente	48
5.4.4 Orientación de ladera	49
5.5 DIFERENCIAS DE LOS ATRIBUTOS ENTRE UMA	50
5.6 RELACIÓN ENTRE LA PRESENCIA DE VENADO Y LAS VARIABLES AMBIENTALES Y DE PERTURBACIÓN	51
5.7 ÍNDICE DE APTITUD DE HÁBITAT	52
VI. CONCLUSIONES	56
VII. RECOMENDACIONES	57
VIII. LITERATURA CITADA.....	58

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Categorías de los atributos del hábitat y su índice de importancia asignado.....	35
Cuadro 2. Categorías de los atributos de valor de presión e índice de importancia asignado.....	36
Cuadro 3. Intervalos de IAH y categorías de hábitat para los modelos.....	38
Cuadro 4. Promedio de densidades de población del venado cola blanca por UMA.....	40
Cuadro 5. Prueba de Kruskal-Wallis para comparación de densidades de población del venado cola blanca de las UMA.....	40
Cuadro 6. Prueba U de Mann-Whitney para comparaciones pareadas de las densidades de población entre las UMA.....	41
Cuadro 7. Prueba de Kruskal-Wallis para comparar las variables registradas en las cuatro UMA.....	50
Cuadro 8. Prueba de U de Mann-Whitney para comparar diferencias de las variables de las cuatro UMA.....	51
Cuadro 9. Significancia estadística de las variables de la regresión logística.....	52
Cuadro 10. Análisis de Friedman y Kendall para evaluar diferencias de los IAH de los modelos.....	53
Cuadro 11. Análisis de Wilcoxon para comparaciones pareadas de los modelos de IAH.....	54

Cuadro 12. Estadística descriptiva de los IAH de los modelos.....	55
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Venado cola blanca subespecie <i>mexicanus</i>	25
Figura 2. Ubicación de la zona de estudio	27
Figura 3. Climas dominantes en la zona de estudio.....	29
Figura 4. Suelos predominantes en la zona de estudio.....	30
Figura 5. Usos de suelo en la zona de estudio.....	31
Figura 6. Modelo de elevación digital de la zona de estudio.....	39
Figura 7. Densidades del venado cola blanca por UMA y tipo de vegetación.....	42
Figura 8. Estructura poblacional del venado cola blanca por UMA.....	43
Figura 9. Proporción de categorías de sexo del venado cola blanca por UMA.....	44
Figura 10. Estructura poblacional del venado cola blanca para la zona de estudio.....	45
Figura 11. Estructura de sexo del venado cola blanca en la zona de estudio.....	45
Figura 12. Uso de suelo por UMA.....	47
Figura 13. Ubicación de fuentes de agua en la zona de estudio.....	48
Figura 14. Pendientes registradas en la zona de estudio.....	49

Figura 15. Orientación de los transectos por UMA.....50

Figura 16. Índices de aptitud del hábitat obtenidos con los cuatro modelos generados.....53

I. INTRODUCCIÓN

En México, así como en la mayor parte del mundo, las selvas y bosques ya no son ecosistemas prístinos, pues se encuentran inmersos en un paisaje de hábitats transformados donde abundan las zonas agrícolas (FAO, 2005). Esto ocurre porque el uso de los recursos naturales de esos bosques y selvas sigue siendo una actividad importante, principalmente en las comunidades rurales. Uno de los recursos importantes es la fauna silvestre, y dentro de ella el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es una especie de sumo interés. Esta especie presenta una amplia distribución y para las comunidades locales tiene un valor económico, estético y cultural, así como una imagen carismática, además de contribuir como fuente de alimento en las poblaciones rurales (Naranjo *et al.*, 2004). Asimismo, el venado es considerado como una especie primordial para las actividades cinegéticas, las cuales actualmente se están promoviendo, por parte de instituciones gubernamentales, a través de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA).

En el sur del estado de Puebla, la Mixteca Poblana es una región donde el aprovechamiento local del venado cola blanca es aún importante, por lo que ha ocurrido un crecimiento notable del registro de UMA. Por ejemplo, en la temporada de caza 2009-2010 SEMARNAT (2010) reportó que en la región se proporcionó tasa de aprovechamiento para el venado cola blanca a 17 UMA's.

La Mixteca Poblana, se caracteriza por un paisaje conformado por un mosaico de fragmentos de selva baja caducifolia, áreas desforestadas, zonas agrícolas y zonas urbanas. Presenta un alto grado de marginación y pobreza, su economía se basa principalmente en actividades primarias con bajo desarrollo en los sectores secundarios y terciarios. Para las comunidades campesinas de esta región, el venado cola blanca es un mamífero silvestre de gran importancia debido a que es una fuente de alimento complementaria y una parte esencial de sus tradiciones (Leopold, 1977).

1.1 Planteamiento del problema

Debido a que el venado cola blanca es una especie que se encuentra sujeta a una fuerte presión antropogénica por poseer un valor de uso económico en las comunidades humanas, es necesario que sus poblaciones tengan cierto efecto de seguridad en su hábitat. Dicho efecto se define como la cantidad de seguridad que un área dada tiene según los disturbios humanos, esto en función de: a) la cobertura vegetal, b) la densidad de caminos, y c) la actividad humana relacionada con los caminos y la complejidad topográfica (Lehmkhul *et al.*, 2001). Además, requiere de ciertas condiciones de hábitat para mantener la salud de sus poblaciones, tales como: a) disponibilidad de agua y alimento, b) cobertura vegetal, c) espacio, d) orientación de ladera, e) pendiente, y f) presencia humana (Short, 1986; Villarreal, 1999; Mandujano *et al.*, 2004).

La identificación de dichos atributos es fundamental para realizar un buen manejo de fauna silvestre, ya que al comprender el motivo por el que un organismo prefiere un hábitat con respecto a otro ayudará a entender los patrones de distribución de las especies en estado silvestre e identificar las características de hábitat clave para la especie (Chalfoun y Martin, 2007). Por tales razones, para el manejo sustentable del venado cola blanca, es necesario evaluar la condición de su hábitat (Short, 1986), así como los factores antropogénicos que inciden negativamente (factores de presión) en la presencia del venado (Bolívar, 2009).

En el presente estudio se tuvo como pregunta de investigación:

¿Cuál es la calidad del hábitat para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio, de la región Mixteca Poblana?

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Obtener un modelo de Índice de Aptitud de Hábitat (IAH) para caracterizar las condiciones del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en las Unidades de Manejo para la Conservación de la vida silvestre (UMA) San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio, de la región Mixteca Poblana.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Evaluar las condiciones del hábitat para el venado cola blanca de las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio.
2. Determinar modelos de Índice de Aptitud de Hábitat (IAH) para el venado cola blanca en las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio.

1.3 Hipótesis

1. Las variables del hábitat cobertura de la vegetación, orientación de ladera, pendiente y distancia a fuentes de agua, así como las variables de presión distancia a localidades, distancia a veredas y distancia a construcciones, son las variables más determinantes para evaluar la calidad del hábitat.
2. Las condiciones de hábitat del venado cola blanca en las UMA: San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio no son las óptimas de acuerdo al modelo de Índice de Aptitud de Hábitat.

II. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

2.1 La función de la fauna silvestre como un recurso natural y en las estrategias de vida para las comunidades rurales

Desde tiempos remotos los seres humanos han utilizado la fauna silvestre como fuente de alimento, vestido y como materia prima para elaborar herramientas y objetos artesanales. Actualmente muchas comunidades rurales marginadas dependen en gran medida de los animales silvestres para obtener parte de su sustento, como fuente de alimentos o de ingresos (Ojasti, 1993; Redford y Robinson, 1997). Los productos de origen animal son de difícil acceso para una gran parte de la población en los países subdesarrollados. Una vez que la capacidad de adquirirlos disminuye, la fauna silvestre se convierte en una alternativa importante con la cual adquieren la proteína animal los sectores más marginados de las comunidades (Pérez y Ojasti, 1996). Se estima que de un 30-50% de la proteína animal consumida en varias comunidades rurales sudamericanas son obtenidas por la fauna silvestre (Stearman y Redford, 1995).

En muchas comunidades, el consumo de recursos faunísticos sigue siendo una actividad relacionada a tradiciones y costumbres. En general, los animales son cazados para obtener carne y materias primas. También son utilizados como medicina, para rituales o como mascotas. Otro motivo por lo cual animal puede ser cazado es porque perjudica y causa daños a los cultivos o al ganado (Durán y Méndez, 2010).

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) ha registrado siete tipos de servicios que las comunidades obtienen de la fauna silvestre mexicana, estos son: el ecológico, científico, estético, recreativo, educativo-didáctico, sociocultural y económico (Pérez *et al.*, 1994). La utilización más común de la fauna silvestre en las comunidades rurales de México generalmente se basa en esquemas de cacería y pesca (Johana *et al.*, 2006).

Dentro de estos esquemas, la cacería de subsistencia es la forma de aprovechar la fauna silvestre más utilizada en América Tropical (Ojasti, 1993). La cacería de subsistencia es definida como una actividad de recolección en la cual se puede capturar o cazar animales silvestres vivos o muertos por medio de técnicas rústicas que desarrollan los indígenas y campesinos, generalmente de zonas marginadas, para autoconsumo, venta o intercambio (Jorgenson, 1993). Por ejemplo, en la zona Maya la cacería es una actividad complementaria a la extracción de chicle, madera y a la producción de milpa (Téran *et al.* 1998).

La cacería de subsistencia se rige por tradiciones y se concentra en las zonas cercanas a la vivienda o población del o los cazadores (Duran y Méndez, 2010). Los cazadores rurales del sur de México y Centroamérica comúnmente obtienen sus presas durante los trayectos que realizan de sus casas a sus sitios de trabajo agrícola o pecuario, y muchas veces, esta caza tiene como fin disminuir las especies que son consideradas dañinas para los cultivos (Romero *et al.*, 2007).

Se ha registrado que las especies silvestres más utilizadas son aquellas que proveen una mayor cantidad de productos y subproductos (Montiel *et al.*, 1999). La preferencia de la especie cazada también se asocia a preferencias culturales, a la abundancia poblacional de las diferentes especies y a los daños que éstas ocasionan a cultivos o ganado (Bodmer, 1995). En las zonas rurales de México la utilización de la vida silvestre es una actividad que se realiza principalmente en grupos (Challenger, 1998).

Entre las especies cazadas con fines alimentarios, tanto por indígenas como campesinos en la América Tropical, destacan los pecaríes, roedores grandes, venados, armadillos, primates, iguanas y aves, entre otras (Pérez y Ojasti, 1996; Morales y Villa, 1998); estas son las especies más cazadas debido a que se conocen sus hábitos y los lugares donde habitan. También existe la fauna que es utilizada con fines medicinales. Entre las especies más utilizadas para este fin se encuentran los tlacuaches (*Didelphis virginiana*), zorrillos (*Conepatus*

semistriatus), abejas (*Melipona beecheii*), hormigas (*Myrmecocystus mexicanus*) y lagartijas (*Sceloporus serrifer*) (María, 1979).

El conocimiento sobre el uso de los recursos silvestres se transmite de generación en generación. Sin embargo, actualmente ese conocimiento se va perdiendo debido a que la población joven está migrando hacia otros estados o países para buscar alternativas de trabajo (Duran y Méndez, 2010). La pérdida del conocimiento faunístico por parte de las comunidades genera una desvalorización de los recursos, lo que favorece la extracción desmedida de fauna y el comercio ilegal de especies (González-Bocanegra *et al.*, 2011).

En varios estados de la república, la comercialización y adquisición de carne de monte es ilegal y en los mercados locales no se tiene un control o registro de los ejemplares cazados o de los precios de venta. Esto ha provocado que dichos productos no sean valorados por los pobladores, a diferencia de cuando el aprovechamiento es regulado, el consumo de fauna silvestre es una actividad que ayuda a la conservación el no utilizarla puede crear una percepción falsa de no tener “valor” (Halffter, 1976), este valor no necesariamente es económico, puede ser cultural, estético o ecológico.

2.2 Estrategias de aprovechamiento, manejo y conservación institucional en México

En México, como en muchos otros países, existe una gran diversidad de flora y fauna que representa un gran potencial económico para el país. La necesidad de tener un aprovechamiento de estos recursos bajo esquemas legales y sustentables que aseguren la existencia de las especies y que eviten el tráfico ilegal, la cacería furtiva y la destrucción de su hábitat, ha llevado a encontrar opciones efectivas de aprovechamiento y de protección de la biodiversidad. En 1917, una zona boscosa de la ciudad de México fue declarada como Parque Nacional a la cual se le denominó “Desierto de los Leones”; con esto se buscó

evitar la destrucción de los bosques en dicho lugar (Melo, 1978). Dicho esquema de Parque Nacional fue tomado como ejemplo basándose en la declaración de “Parque Nacional Yellowstone” en los Estados Unidos, en el año de 1872 (Melo, 1978).

Durante los años de 1971-1988 se hicieron aportaciones al marco jurídico-ecológico del país. El primer esfuerzo fue la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental decretada en marzo de 1971. Con base en esta ley, se generaron reglamentos que buscaban los mismos objetivos. La segunda aportación al marco legal ambiental surgió el 11 de enero de 1982 con la Ley Federal de Protección al Ambiente, la cual a pesar de ser una ley prohibicionista incluyó el ordenamiento ecológico, la formulación de la política ambiental y la evaluación del impacto ambiental en las reformas de 1984 (Carmona, 1990).

Después de una serie de reformas y análisis de carencias en las distintas leyes que actuaban sobre la protección al ambiente, y la necesidad de un marco jurídico con respecto a la materia, el 4 de noviembre de 1987, el presidente Miguel de la Madrid Hurtado envió al congreso la iniciativa de Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), cuya expedición se dio en el año de 1988 (Carmona, 1990).

A partir de la LGEEPA se constituyó el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). Su objetivo fue conservar los ambientes naturales representativos de las diferentes regiones biogeográficas, salvaguardar la diversidad genética de las diferentes especies silvestres y asegurar el aprovechamiento racional de los ecosistemas y sus elementos. (LGEEPA, 1988; García, 1995). Las Áreas Naturales Protegidas tomaron fuerza, ya que se convirtieron en un esquema viable con las cuales se protegería *in situ* la biodiversidad.

Actualmente, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente considera-áreas naturales protegidas (LGEEPA, 1988) a:

- Reservas de la biosfera
- Parques nacionales
- Monumentos naturales
- Áreas de protección de recursos naturales
- Áreas de protección de flora y fauna
- Santuarios
- Parques y Reservas Estatales, así como las demás categorías que establezcan las legislaciones locales
- Zonas de conservación ecológica municipales, así como las demás categorías que establezcan las legislaciones locales
- Áreas destinadas voluntariamente a la conservación

Estas áreas son del orden federal, estatal, municipal, comunitaria, ejidal o privadas.

En 1997 se creó otra herramienta ambiental destinada a la protección y aprovechamiento de la vida silvestre. En este esquema se tomó en cuenta la participación de los poseedores de los recursos naturales y con esto se propició el interés por la conservación (Guadarrama, 2008; SEMARNAT, 2010). Este esquema recibió el nombre de UMA (Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre). La UMA constituyó una estrategia territorial que agrega valor a la vida silvestre bajo un esquema de apropiación social de la biodiversidad (Robles, 2009).

Los factores internacionales también han contribuido para que México fomente medidas de conservación del ambiente y de los recursos naturales. La continua pérdida de biodiversidad a nivel mundial se manifestó en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo llevada a cabo en Río de Janeiro, Brasil, en 1992. Esta conferencia es mejor conocida como la Cumbre de la Tierra y en ella participaron más de 100 jefes de Estado, representaciones oficiales de 172 gobiernos (México estuvo presente), alrededor de 14,000

organizaciones no gubernamentales y más de 8,000 medios de comunicación de todo el mundo (García, 1995). En la cumbre se tomaron acuerdos y bases orientados a temas relacionados con desarrollo y medio ambiente. Los acuerdos se dirigieron a proteger el “patrimonio biológico-genético del planeta” y a promover su uso sustentable. Se trataron temas de distribución equitativa y la transferencia de tecnologías y su financiamiento (García, 1995). México desde entonces ha tratado de cumplir con los compromisos a través de convenios y tratados internacionales mediante su incorporación en la normatividad y estrategias ambientales nacionales.

2.3 Las UMA como instrumento de aprovechamiento, conservación y restauración de la fauna silvestre

Inicialmente el esquema de Áreas Naturales Protegidas (ANP) en México, se basó en el modelo norteamericano de Parques Nacionales. Este modelo se basaba en que las actividades humanas impedían la conservación, por lo cual se promovió la exclusión de las comunidades y se restringieron las actividades extractivas (Campbell, 2005).

La exclusión de las comunidades locales en la toma de decisiones generó problemas sociales, principalmente en las comunidades decretadas como ANP, ya que se les impidió el acceso a los recursos silvestres y se limitó la siembra de cultivos y las actividades del pastoreo. Estas prohibiciones afectaron la calidad de vida de los pobladores y se incrementaron las actitudes de rechazo por parte de las comunidades hacia los programas o dependencias gubernamentales (Mayaca, 2002).

Para complementar el esquema de áreas naturales protegidas y para generar soluciones para la pérdida acelerada de la riqueza biológica y la disminución en la calidad de vida de la población en México, en 1997 la SEMARNAP creó el programa de Conservación de la vida Silvestre y Diversificación Productiva en el

Sector Rural. Éste programa promovió la conservación y recuperación de especies prioritarias y la creación del Sistema de Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (SUMA).

El SUMA se generó con el establecimiento de Unidades de Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA). En este esquema, a diferencia de las áreas naturales protegidas (ANP), modifico los modelos restrictivos tradicionalmente empleados en el país y se propiciaron oportunidades de aprovechamiento legal y viable, promoviendo que éste fuera compatible con otras actividades productivas como la agricultura, la ganadería, la pesca o la silvicultura (INE, 2007).

La UMA tiene como finalidad la conservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, particularmente de la flora y la fauna. Se formó para promover la conservación de especies, ecosistemas y servicios ambientales. Generó un vínculo entre el manejo y la conservación de los recursos con la sociedad en donde los poseedores de las tierras participan activamente en las actividades que se realizan y las especies que se pueden aprovechar (Robles, 2009).

Las UMA operan bajo dos modalidades manejo intensivo y extensivo cuyos objetivos son conservar y aprovechar. El primero consiste en el manejo de poblaciones o individuos en cautiverio (criaderos o viveros). El segundo, se basa en el manejo del hábitat, esto para lograr la conservación y producción de las diferentes especies que habitan en vida libre, aunque pueden existir unidades que incluyan ambos tipos de manejo (SEMARNAT, 2010).

Las actividades que se realizan en las UMA son variadas y dependen de la región y de la demanda; van desde la investigación, recreación, conservación, exhibición, educación ambiental, producción de pie de cría, producción de ejemplares,

productos y subproductos hasta la comercialización, que puede ser incorporada a un mercado legal y certificado para la vida silvestre.

Todas estas unidades operan con base en un plan de manejo autorizado y registrado. Este debe asegurar la viabilidad de cada proyecto y de las poblaciones o especies de interés. Las UMA buscan promover esquemas alternativos de producción compatibles con el cuidado del medio ambiente a través del uso racional, ordenado y planificado de los recursos naturales renovables (SEMARNAT, 2010).

El número de UMA registradas a nivel nacional se ha ido incrementando. En el año de 1997 sólo se tenían 917 registros y hasta el mes de noviembre del 2011 se encuentran registradas un total de 10,844 UMA's, que abarcan una superficie de 36.08 millones de hectáreas, que representa el 18.36% del territorio nacional (SEMARNAT, 2011).

Las UMA han tenido un mayor impacto en el norte del país. En estados como Nuevo León, Tamaulipas, Sonora y Chihuahua se ha concentrado el mayor número de UMA's registradas destinadas a actividades cinegéticas y se ha podido apreciar un mayor beneficio económico (Gallina y Escobedo-Morales, 2009). Esto se debe principalmente a que en esta zona los poseedores de las tierras donde se localizan las UMA son pequeños propietarios y no tienen que dividir las ganancias con otros socios, como es el caso de varias UMA's del centro-sur del país, donde existen UMA ejidales o comunales. Por otro lado, la cercanía de los estados del norte de México con Estado Unidos permite tener una mayor cantidad de cazadores que dejan una importante derrama económica.

Dentro de las especies que mayor atraen a los cazadores se encuentra el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*). Es por esto, que una gran parte de las UMA's registradas tienen incluida en su plan de manejo y aprovechamiento a esta especie.

En el estado de Puebla existen registradas 126 UMA's, y una superficie inscrita a un plan de manejo de 88,719.67 hectáreas. Estas se encuentran divididas en UMA's extensivas, intensivas, jardines botánicos y viveros. De éstas, en la Mixteca Poblana se encuentran registradas el mayor número, con una superficie de 80,18945 ha, lo cual representa el 90.4% de superficie bajo manejo dentro de la modalidad de UMA en el estado.

2.4 Importancia de las tierras forestales como hábitat de la fauna silvestre.

Los bosques, selvas, sabanas y matorrales son ecosistemas forestales con una gran diversidad de recursos y servicios, útiles tanto para las comunidades humanas como para la fauna silvestre. Estos ecosistemas presentan una variedad de hábitats en los cuales cohabitan un gran número de seres vivos. El término "hábitat" ha sido usado generalmente para describir un área que soporta un particular tipo de vegetación o en algunos casos para sustratos rocosos o acuáticos. Se definió como un área con una combinación de recursos y condiciones ambientales que promueven la ocupación de determinadas especies y les permiten sobrevivir y reproducirse (Hall *et al.*, 1997). El hábitat es la suma de todos los recursos y factores bióticos o abióticos que se presentan en un área y se requieren para asegurar la sobrevivencia y reproducción de un determinado organismo o población. Para lograr el manejo de la vida silvestre, es importante conocer las características del hábitat de las especies que se desean aprovechar de forma legal y sustentable, ya que con esto podemos asegurar la subsistencia de las poblaciones y obtener un buen manejo de la especie. Esto debido a que el hábitat determina la presencia de una especie en un lugar específico (Short, 1986; Delfín-Alfonso *et al.*, 2009). Las especies suelen tener patrones de distribución influidos por la variación espacial de las características ambientales que determinan la calidad de un hábitat (Morrison *et al.*, 2006).

Svardson (1949) y Hilden (1965) desarrollaron modelos conceptuales de cómo se selecciona el hábitat. Estos modelos explican que la selección del hábitat tiene un proceso básicamente en dos etapas: el primero utiliza características generales de varios paisajes para elegir un ambiente de forma general y posteriormente, selecciona las características particulares para ubicar la zona de su preferencia donde vivirá. Se sugiere que dicha selección se basa en características que estén asociadas con la estructura del ambiente como competidores, depredadores y procesos complejos que abarcan diferentes niveles de discriminación, escalas espaciales y numerosas interacciones potenciales (Krausman, 1999; Morrison *et al.*, 2006).

La distribución de la fauna también se relaciona con el concepto de nicho. Este término incluye la posición y la función que se tiene en la comunidad. Este término engloba consideraciones espaciales y tróficas que se refieren a qué lugar ocupa determinado organismo dentro de una cadena alimenticia, y en qué ecosistema se le puede encontrar. Existen procesos naturales que pueden alterar y destruir el hábitat de algunas especies. Por ejemplo, las erupciones volcánicas, cambios climáticos, incendios naturales, huracanes e inundaciones (Bradstock *et al.*, 2002). Sin embargo, los cambios relacionados por las actividades humanas son los más sustanciales, ya que causan pérdida y fragmentación del hábitat en tiempos cortos, propiciando la reducción o pérdida de la biodiversidad (Saunders *et al.* 1991; Collinge y Forman, 1998; Primack *et al.*, 2001).

La fragmentación del hábitat engloba dos procesos: la pérdida y la fragmentación del hábitat (Fahrig, 2003). La pérdida del hábitat puede ocurrir sin que exista fragmentación; sin embargo, la fragmentación del hábitat incluye simultáneamente a la pérdida. La pérdida de hábitat se refiere a la remoción total de la vegetación presente en determinada zona. El término fragmentación se utiliza para describir el proceso que sufren diferentes ecosistemas en el cual se eliminan por completo grandes segmentos de vegetación, quedando numerosos fragmentos o islas más pequeñas del hábitat original, separadas unas de otras.

El proceso de fragmentación generalmente es generado por una presión demográfica sobre los recursos naturales (Bennet, 1999). Entre los efectos negativos que genera el proceso de fragmentación se encuentra la reducción de la cubierta original de la vegetación y la exposición de los organismos residentes en los fragmentos a condiciones diferentes con respecto a su ecosistema original. (Murcia, 1995). Se ha reportado que la fragmentación provoca la reducción de la cobertura arbórea, se generan “parches” de vegetación aislados y esto conlleva a la extinción local y regional de las diferentes especies tanto animales como vegetales, por tanto, la pérdida de biodiversidad (Kattan y Murcia, 1999). Como consecuencia de la fragmentación, la capacidad productiva de estos “parches” en comparación con el hábitat original disminuye notablemente (Badii *et al.*, 1999).

La fragmentación del hábitat causa una gran pérdida de la riqueza de las especies, ya que esta genera un aislamiento entre los parches del hábitat original que van quedando y un efecto de borde, lo cual reduce la posibilidad de que estos parches sean recolonizados nuevamente después de una extinción local (efecto rescate) (Brown y Kodric-Brown, 1977). El efecto de borde consiste en el cambio de estructura generado en los límites de dichos parches, debido a la pérdida de vegetación nativa. Con estos cambios se reduce aún más el tamaño efectivo del parche en el cual pueden habitar determinadas especies. Aunado a esto, los bordes se convierten en zonas propensas a la invasión de nuevas especies que pueden causar problemas (Tellería y Santos, 1992; Mac Nally *et al.*, 2000). Debido a todo esto, en varios países es común encontrar en el paisaje mosaicos formados por potreros, fragmentos de vegetación conservada, zonas con vegetación secundaria y cultivos (Boshier, 2004).

2.5 Características ecológicas determinantes del hábitat para la fauna silvestre

La evaluación del hábitat implica determinar las características que presenta un área en la cual habita una determinada especie, comprende una serie de

características que actúan sobre la distribución y cantidad de organismos (Gallina, 1998). La calidad del hábitat debe tomar en cuenta a la vegetación, porque influye en las tasas de nacimiento y sobrevivencia, relacionándose así con la densidad poblacional de las especies (Mandujano *et al.*, 2004).

Para medir la calidad del hábitat se tienen que determinar las variables físicas y biológicas, como: a) el recurso hídrico, que se refiere a las fuentes de agua que usa una especie; b) cobertura del suelo, que considera aquellos materiales naturales o creados que cubren la superficie edáfica, como la cobertura vegetal de bosques, selvas y cultivos, represas y edificios, y c) uso del suelo, que considera el tipo de utilización humana de un terreno y resulta de las actividades productivas y asentamientos humanos que se desarrollan sobre la cobertura del suelo (Villareal, 1999).

Para el caso del venado cola blanca, la literatura registra que un hábitat de buena calidad debe presentar al menos cuatro elementos básicos: 1) alimento; 2) agua; 3) espacio para apareamiento, nacimiento y crianza, y 4) cobertura de protección contra depredadores, clima, traslado y descanso (Ayala y Quintero, 2003; Fulbright y Ortega, 2007; Hernández, 2008). Para un animal, como el venado cola blanca, el alimento y la cobertura estarán determinadas por el tipo de vegetación y el estado sucesional en el cual se encuentre (Mandujano *et al.*, 2004).

2.5.1 Alimento

Es uno de los principales factores que determina el grado en el que el venado puede expresar su potencial genético en términos de productividad (masa corporal y astas). La energía comúnmente limita su productividad en hábitats áridos y semiáridos. La nutrición es fundamental dado que determina la cantidad de venados que se pueden mantener en el hábitat, además de la productividad de la población. Las poblaciones son menos productivas en condiciones de nutrición inadecuadas que en hábitats donde los venados llenan sus requerimientos

nutricionales. La desnutrición implica una reducción de la ovulación y los índices de concepción en las hembras. La selección de plantas consumidas es con base al aprendizaje, herencia y habilidad para discriminar entre alimentos, según su contenido proteico y energético. Se le considera una especie consumidora de alimentos con alto valor nutrimental: herbáceas, hojas y brotes. Los venados que consumen dietas altas en nutrimentos son más selectivos durante el pastoreo.

2.5.2 Agua

Los requerimientos de agua del venado cola blanca varían según su estado fisiológico, la temperatura ambiental y la succulencia de las plantas que consumen. El venado puede obtener agua de la humedad contenida en la vegetación y puede sobrevivir durante largos periodos de tiempo sin agua superficial (Fulbright y Ortega, 2007). La disponibilidad de agua es un condicionante de las características del hábitat del venado. El promedio anual de la precipitación pluvial está relacionado con los cambios en la capacidad de producción de forraje, lo que puede afectar la productividad potencial de las poblaciones de venado, entre otros factores (Fulbright y Ortega, 2007).

2.5.3 Espacio

Los organismos necesitan un área para vivir. Las poblaciones de venado se mantienen sanas solamente donde el espacio utilizable es suficiente. Se define como espacio utilizable a la porción del hábitat que es o puede ser usado por una especie determinada. No todo el espacio es útil (Fulbright y Ortega, 2007). Particularmente para el venado cola blanca, el espacio inútil pueden ser caminos y praderas de zacate sin vegetación arbustiva. Las áreas de espacio utilizable pueden estar aisladas de otras áreas utilizables, por terrenos agrícolas u otras barreras naturales (Fulbright y Ortega, 2007).

La cantidad de espacio utilizable requerido por el venado se ha registrado que algunas veces depende del sexo del animal, la edad, la estacionalidad y la productividad; así como de la estructura y distribución del hábitat. A este espacio, en el que vive y utiliza, se le denomina ámbito hogareño. Un venado adulto suele usar el mismo ámbito hogareño año con año. En general, el ámbito hogareño de los machos de venado cola blanca es mayor al de las hembras. Se han reportado ámbitos hogareños de machos en Nuevo León y Texas que oscilan entre las 140 y 1,387 ha; mientras que el de las hembras varía de 61 a 381 ha y éstas establecen ámbitos hogareños exclusivos para la cría de sus cervatos (Fulbright y Ortega, 2007).

2.5.4 Cobertura vegetal

La cobertura vegetal es la flora que cubre la superficie terrestre y comprende una amplia gama de biomasas con diferentes características fisonómicas y ambientales, que van desde pastizales hasta bosques. La cobertura vegetal para cualquier especie faunística de vida silvestre es el factor de variación del hábitat que provee protección contra las adversidades climáticas y contra los depredadores, así como una adecuada ubicación. Los tipos de cobertura de protección que se evalúan generalmente son contra el calor, el frío y la lluvia, así como para el escape de los depredadores (Serra-Ortiz *et al.*, 2008, Fulbright y Ortega, 2007).

Particularmente para el venado, las especies leñosas, suculentas, zacates altos, herbáceas y algunas características topográficas como formaciones rocosas, cuevas y zanjas, proporcionan la cobertura del hábitat. Las preferencias de áreas con cobertura de protección varían dependiendo del sexo, la estacionalidad y la edad. En general, las plantas leñosas son importantes para la cobertura de venados adultos debido a su tamaño; mientras que los zacates al ser de tamaño mediano, sirven como cobertura de protección para los cervatos. La sombra de la copa de los árboles llega a ser muy importante para la termorregulación de los

venados, particularmente en verano, cuando las temperaturas son elevadas. En este caso, la cobertura vegetal sirve de protección térmica para el venado cuando las temperaturas son extremas (Fulbright y Ortega, 2007)

No todos los tipos de cobertura vegetal tienen el mismo valor para el venado cola blanca. Su hábitat óptimo está conformado por un conjunto de diferentes tipos de cobertura vegetal, distribuidos uniformemente en el espacio. La vegetación arbustiva influye en la capacidad nutricional, dado que lo provee para el ramoneo o como plantas nodrizas de herbáceas que son parte de su dieta (Fulbright y Ortega, 2007). Cada tipo de cobertura puede proveer de condiciones específicas al venado. Entre estas podemos encontrar la cobertura para escape, cobertura térmica, cobertura de descanso y zonas de alimentación (Olson, 1992).

Bello-Gutiérrez *et al.* (2004) observaron que las preferencias o requerimientos en el hábitat varían con respecto al sexo y al año. En algunos años, las hembras de venado cola blanca preferían zonas con cobertura alta, mientras que los machos no mostraban algún tipo de preferencia.

2.6 Modelos para determinar las condiciones de hábitat para las poblaciones de fauna silvestre

El interés por determinar las características que influyen en la distribución de los organismos ha sido uno de los objetivos de la ecología. La utilización de modelos de hábitat ha tenido como objetivo entender el funcionamiento ecológico y el establecimiento de actividades destinadas al manejo o restauración de los diferentes ecosistemas. Se ha observado que varios factores abióticos y bióticos intervienen en la distribución de cada especie (Krebs, 2001). Existen modelos en los cuales se muestran las relaciones entre los factores ambientales y las características de cada especie. Se parte de factores climáticos, geológicos, agronómicos y forestales, generando con ésta información una base de datos

cartográfica. En estos modelos son centrales los conceptos de Índice de Aptitud de Hábitat (IAH) y de Calidad Ecológica del Sitio (ESQ) (Chang *et al.*, 2007).

Anteriormente, se realizaba el mapa cinegético nacional con la información de los servicios de caza y pesca. Con esto se estimaba la distribución potencial de distintas especies con interés cinegético (De Cañete y Martínez, 1969). El modelo “*California Wildlife Habitat Relationships System*” (CWHR) (Kucera y Barret, 1995) realiza la predicción de abundancia de algunos vertebrados terrestres presentes en el área de California utilizando criterios ecológicos, historia de vida, características geográficas y distribución. Este modelo pretende catalogar un estatus faunístico que determina el área del territorio presente (Hunting, 1997).

Otro modelo conocido es el “*Simulation of production and utilization of rangelands*” (SPUR) el cual tiene como propósito analizar diferentes escenarios de manejo y su efecto en la sustentabilidad del agostadero y la previsión de los cambios de clima en determinada área (Hanson *et al.*, 1993). Este modelo permite ser aplicado para herbívoros domésticos y silvestres. El modelo toma como principal factor a la vegetación.

2.6.1 Modelo de Índice de aptitud de hábitat (IAH)

Los modelos de índice de aptitud de hábitat Habitat Suitability Index, (HSI) fueron originalmente desarrollados como una parte de los procedimientos de evaluación del hábitat (Habitat Evaluation Procedures- HEP) por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de Norteamérica para cuantificar los efectos de las alternativas de manejo de tierras en el hábitat de la fauna silvestre. (U.S. Fish and Wildlife Service, 1981). Estos modelos cuantifican los requisitos de supervivencia de los organismos usando la estructura, composición y componentes espaciales del hábitat (U.S. Fish and Wildlife Service, 1981). El concepto de hábitat de la fauna silvestre relacionado con el modelado, es apoyado

por teorías ecológicas relacionadas con selección del hábitat, división del nicho y factores limitantes (Verner *et al.*, 1986, Morrison *et al.*, 2006).

Para muchas especies los requerimientos del hábitat están relacionados tanto con la estructura del hábitat como con los alrededores del paisaje del hábitat (matriz del paisaje) (Jokimäki y Huhta, 1996). Los modelos de aptitud del hábitat son hipótesis de interrelaciones entre la especie y el hábitat, se basan en los supuestos de que “una especie selecciona y utiliza las zonas que están en mejores condiciones para satisfacer sus necesidades de vida y que como consecuencia éstas zonas serán utilizadas con mayor frecuencia, ya que tienen mayor calidad de hábitat” (Schamberger y O’Neil, 1986). Los modelos de aptitud de hábitat se desarrollan a partir de una revisión y síntesis de información existente sobre la biología y el hábitat de la especie, la cual se pondera para producir un índice. Otra opción es la consulta a expertos para seleccionar las variables y establecer los umbrales para los niveles de calidad de hábitat (MacMillan y Marshall, 2006).

Los modelos IAH consisten de cuatro componentes principales: supuestos, variables de entrada, variables de relación y variables de salida (Schamberger y O’Neil 1986). El IAH asigna un valor a cada unidad de área de terreno de acuerdo a los requerimientos de la especie bajo estudio. Generalmente, se utilizan valores del índice IAH de 0 a 1 (cuando se acerca a 1 se considera que el hábitat es óptimo, inversamente, 0 es inapropiado), aunque se han utilizados otras escalas, por ejemplo, de 0 a 10 (Guzmán-Lennis y Camargo-Sanabria, 2004). Los valores menores a 0.5 de IAH indican que la especie tiene comprometida su existencia en esa área mientras que valores superiores a 0.7 indican que la especie puede desarrollarse plenamente.

Por lo general, al realizar un análisis de hábitat, la base sobre la cual se realizan las observaciones es la vegetación, ya que esta da una idea de la cantidad de alimento que existe en una zona y del número de organismos que ésta puede

mantener (Anderson y Gutzwiller, 1994; Truett *et al.*, 1994). También es importante ubicar la presencia y cercanía de cuerpos de agua y áreas que sirven de abrevaderos por algunos períodos. Estos pueden ser agujajes, bordos, grietas, nacimientos o cavidades que puedan ser utilizados por la fauna silvestre (Gysel y Lyon, 1987).

La conceptualización del modelo de IAH es específica para cada especie, porque cada una tiene sus propios requerimientos de hábitat. Es por eso que se han propuesto diferentes expresiones matemáticas de los modelos de IAH. Kushwaha y Roy (2002), por ejemplo, propusieron el modelo $IAH = (V_1 \times V_2 \times V_3)^{1/3}$ para la marta americana (*Martes americana*), donde V_1 es cobertura de copa, V_2 es composición del dosel y V_3 es la etapa sucesional. Para varios rodales o sitios el IAH sería $IAH = \sum (IAH_i \times a_i) / A$, donde IAH_i es el índice de calidad de hábitat para cada sitio, a_i el área correspondiente de cada sitio y A la suma de las áreas (a_i) de los sitios. Para el íbice o cabra salvaje de los Alpes (*Capra Ibex*), Ortigosa *et al.*, (2000) reportan el siguiente modelo de IAH como $IAH = (SI_{elevación} + SI_{aspecto} + SI_{pendiente}) \times SI_{vegetación}$, con las siguientes clases de IAH: valores de IAH menores de 3 son no adecuadas; IAH 4 a 5: 1 es adecuado; IAH de 6 a 7: 2 es buena, y IAH de 8 a 9:3 es óptima.

El proceso de modelación de condiciones óptimas de hábitat considera cuatro etapas principales (Store y Jakimäki, 2005). Primero, se hace la construcción del modelo, para lo cual se pueden seleccionar variables reportadas en la literatura o generar modelos empíricos de patrones de selección de hábitat utilizando los datos de presencia o abundancia de la especie y variables de campo apropiadas. Si solamente se tienen datos de presencia/ausencia, se utiliza regresión logística (Sergio *et al.*, 2004). Si se tienen datos de abundancia, se utiliza análisis de regresión múltiple escalonada (Rittenhouse *et al.*, 2007). Cuando se utilizan técnicas estadísticas para generar modelos de distribución de hábitat relacionando datos de presencia y ausencia de una especie con variables ambientales, se estima una regresión logística utilizando los datos de presencia/ausencia y las

variables predictivas. Si no se tienen datos de ausencia de la especie, se generan puntos de pseudoausencias aleatoriamente a través de un rango definido para la especie (Zarnezke *et al.*, 2007). Se utiliza un modelo de la forma $\text{Log}(P) = \beta_0 + \beta_1 V_1 + \beta_2 V_2 + \dots + \beta_n V_n$, donde P es la probabilidad de presencia de la especie, β_0 es la ordenada al origen, β_s son los coeficientes asignados a cada variable independiente y V_s las variables independientes (Schadt *et al.*, 2002; Jackson, 2002). Los valores de los coeficientes indican la cantidad de cambio en la variable dependiente (presencia de la especie) asociada con el cambio en la variable independiente; pero el cambio de la variable dependiente es un cambio en la log odd ratio, no es un cambio absoluto (Jackson, 2002). El estadístico de Wald indica el grado de influencia de cada una de las variables en la ecuación sobre la variable dependiente; mientras que el ajuste total del modelo es medido por la log odd ratio (Jackson, 2002; Aue *et al.*, 2012).

En la segunda fase se evalúa la importancia relativa de los factores. Un método usado para la evaluación de la importancia de los factores es el de Proceso Analítico Jerárquico (AHP), que se basa en comparaciones pareadas de los factores. La combinación de factores de hábitat se hace de acuerdo a la teoría de la Utilidad Multiatributo (MAUT), con una función de prioridad aditiva P:

$$P = \sum_{i=1}^m a_i p_i(q_i)$$

Donde indica prioridad global (por ejemplo, el índice de aptitud de hábitat); m es el número de factores; a_i es la importancia relativa del factor i, $\sum a_i$ es 1; p_i es la función de sub-prioridad del factor i, el máximo valor de cada factor es 1, y q_i es la cantidad del factor que la alternativa produce. La prioridad relativa producida para una cantidad dada de un factor de hábitat es descrita por una función de sub-prioridad, que es desarrollada independientemente para cada factor. El índice de aptitud de hábitat total es la suma ponderada de las prioridades. Las funciones de sub-prioridades se estiman haciendo comparaciones pareadas de dos a cuatro

valores de las variables factor. Hill (2009) aplicó el método del Proceso Analítico Jerárquico (AHP) para establecer los pesos de los factores determinantes del hábitat para el antílope oribi (*Ourebia ourebi*) en Sudáfrica. El valor mayor fue asignado a la cobertura vegetal (0.3438) y el menor valor (0.0292) a la temperatura promedio anual. Los demás factores fueron la pendiente (0.2824), vegetación nativa (0.1490), aspecto (0.1333), precipitación media anual (0.0322) y el grupo de bio-recursos (0.0292).

Para la asignación de los niveles de calidad de hábitat para cada factor pueden utilizarse los resultados de estudios de campo. Sears (2002), por ejemplo, ordenó los valores de IAH obtenidos con los modelos para cada sitio muestreado en campo y el valor más bajo de IAH con presencia de la especie (*Strix nebulosa*) lo tomó como el umbral o valor más bajo de condición óptima de hábitat, el valor cero de IAH como no apropiado y el valor de IAH de uno como el óptimo.

La tercera etapa consiste en evaluar un área objetivo de acuerdo con los factores de hábitat. La información puede generarse en campo y se utiliza un sistema de información geográfica para obtener información adicional para su manejo. Con la información se generan los índices de aptitud de hábitat para cada factor, ponderados de acuerdo a los pesos asignados a cada factor. Finalmente, la última etapa consiste en combinar los índices obtenidos independientemente para cada factor

2.6.2. Modelos de IAH para venado cola blanca

Se han propuesto diferentes modelos para evaluar la calidad de hábitat del venado cola blanca y otras especies de venado. Una de las primeras ecuaciones de calidad de hábitat silvestre para venado fue el propuesto por Roller (1978): $WHQ = K_1FC [(K_2 \times INT) + (K_3 \times JUX)]$, donde K_1 , K_2 y K_3 son constantes, FC es alimento y cobertura.

Fleming *et al.* (2004) estimaron un modelo de IAH para venado considerando la cobertura vegetal y la disponibilidad de alimentos para cada tipo de vegetación. A los sitios con cubierta diferente a la vegetal (cuerpos de agua, centros urbanos y roca desnuda) se les asignó un valor de IAH de cero, tanto a la variable cobertura como a disponibilidad de alimento. Los valores máximos (IAH = 1) para disponibilidad de alimentos fueron asignados a los pastizales, cultivos en hileras, humedales maderables y humedales herbáceos emergentes. Los valores máximos (IAH = 1) para cobertura fueron asignados a los bosques caducifolios, bosques de coníferas y bosques mixtos. Otros valores de IAH usados fueron: 0.1, 0.3, 0.4, 0.5, 0.75 y 0.8.

2.7 Venado cola blanca

En México se encuentran cuatro especies de venado: cola blanca (*Odocoileus virginianus*), bura (*O. hemionus*), temazate rojo (*Mazama temama*) y temazate café (*Mazama pandora*) (Hall, 1981). El venado cola blanca comprende un área de distribución amplia, desde el sur de Canadá hasta el sur de Perú. En México, se encuentra prácticamente en todo el país, con excepción de la península de Baja California (Smith, 1991). Es una especie con alto valor cinegético, ya que ha ocupado una gran variedad de ambientes (Villareal, 1999).

2.7.1 Descripción del venado cola blanca

De acuerdo a Feldhamer *et al.* (2003) Zimmermann en 1780 nombro al venado cola blanca con el nombre científico *Odocoileus virginianus*. El género *Odocoileus* es originario del continente Americano. Se reconocen 38 subespecies distribuidas desde el centro de Canadá hasta Bolivia: 30 subespecies para la parte norte y centro del continente y 8 subespecies para la parte sur del continente (Hall, 1981). En México se reconocen 14 subespecies, prácticamente en todo el país excepto en la Península de Baja California. Las subespecies con mayor distribución en

México son: *Odocoileus virginianus couesi*, *O. v. carminis* y *O. v. mexicanus* (Villarreal, 1999).

El venado cola blanca es un cérvido mediano, de cuello largo y relativamente grueso, patas largas, hocico alargado y orejas grandes. En el verano presenta una coloración café brillante o un poco grisáceo y durante el invierno el color es más pardo. Tiene pelaje blanco en las partes ventrales, la porción inferior de la cola, garganta y una banda alrededor de los ojos. El pelaje en invierno se caracteriza por pelos más gruesos y rígidos. Los juveniles presentan manchas blancas (moteados). Las astas se encuentran en la parte superior de la cabeza, a la altura de las orejas, presenta una rama principal que se dobla hacia el frente (Figura 1).

El venado cola blanca se localiza prácticamente en todos los hábitats, pero prefiere áreas boscosas para refugiarse, aunque no muy densamente arbolada. Los tipos de vegetación ocupados por esta especie pueden ser: bosques templados y tropicales, pastizales templados, chaparrales, desiertos, bosque tropical caducifolio y matorral (Nowak, 1991).



Stealth Cam 078 F 01-19-2011 16:45:24 ●

Figura 1. Venado cola blanca subespecie *mexicanus*

Su alimentación se basa principalmente en brotes de arbustos, pastos, hongos, nueces, líquenes, follaje, frutos y cortezas. Generalmente no forma grandes agrupaciones, varias hembras pueden llegar a formar grupos más o menos permanentes dentro de un área determinada. Los machos adultos son solitarios o forman grupos pequeños en los que se establece jerarquía de dominancia. La unidad social básica está compuesta por una hembra adulta, su hija y las dos crías de la temporada más reciente. Es una especie diurna, con mayor actividad durante el amanecer y atardecer. La reproducción puede ocurrir a lo largo de todo el año, aunque alcanzan la madurez sexual al año, generalmente ni los machos o hembras se aparean antes de los dos años de edad. La gestación tiene una duración de 195 a 212 días, las hembras primerizas paren una cría en su primera camada y dos de manera subsecuente. Generalmente los venados cola blanca no viven más de 10 años en vida libre. (Nowak, 1991; CONABIO, 2010).

III. MARCO DE REFERENCIA

3.1. Área de estudio

El trabajo se realizó en cuatro UMA de las localidades de San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio, todas pertenecientes al municipio de Chietla, en la región llamada Mixteca en el estado de Puebla (Figura 2).

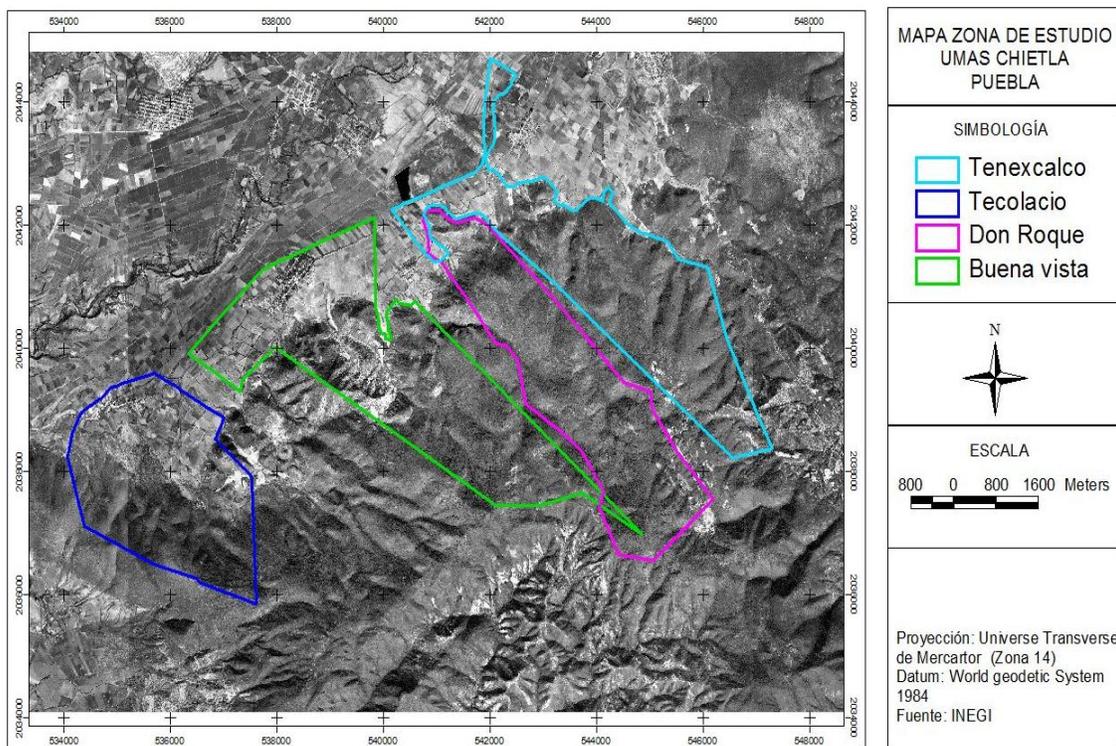


Figura 2. Ubicación de la zona de estudio

La Mixteca es una de las regiones más pobres del estado de Puebla, debido a lo limitado de sus recursos naturales y económicos (SEDESOL, 1995). En esta región existe un alto grado de analfabetismo, dispersión poblacional, pobreza alimentaria, pobreza patrimonial y falta de acceso a servicios sociales. Uno de los factores que determinan la restricción en el desarrollo de esta región es el clima semiárido extremo, muy cálido y con lluvias concentradas en verano, lo que

determina prolongados periodos de sequía y escasa disponibilidad de agua, tanto para el consumo humano como para el desarrollo de actividades agropecuarias. Otros factores como el sobrepastoreo y la ausencia de prácticas de conservación han provocado la erosión de los suelos y su pérdida de la fertilidad, lo cual ha llevado al deterioro ambiental de la región (Martínez-Carrasco e Ibarra, 2011).

La zona de estudio se encuentra dentro de la sub-provincia fisiográfica Sur de Puebla, dentro de la Sierra Madre del Sur. El tipo de vegetación predominante es selva baja caducifolia, llamada también bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1979; Rzedowski, 1991). La región presenta orografía accidentada y está compuesta por elevaciones y valles intermedios (INEGI, 2005).

El municipio de Chietla se localiza entre las coordenadas geográficas paralelos 18° 26' 00" 18° 36' 00", de latitud norte y los meridianos 98° 31' 24" y 98° 42' 36" de longitud occidental. Al norte colinda con el municipio de Tepexco, al sur con el municipio de Chiautla de Tapia, al oeste con los municipios de Tilapa, Atzala e Izúcar de Matamoros y al poniente con el estado de Morelos.

3.2. Clima

El clima predominante en esta zona es el cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw0 (w) y semicálido subhúmedo A(C) w0 (w) (Figura 3). Estos tipos de clima presentan una época seca marcada en el invierno y otra en verano, el porcentaje de lluvia invernal es menor al 5% anual (Guízar y Sánchez, 1991). La temperatura media anual de la región varía entre los 18°C en la zona norte y 24°C en el suroeste; la precipitación anual varía de 350 a 900 mm.

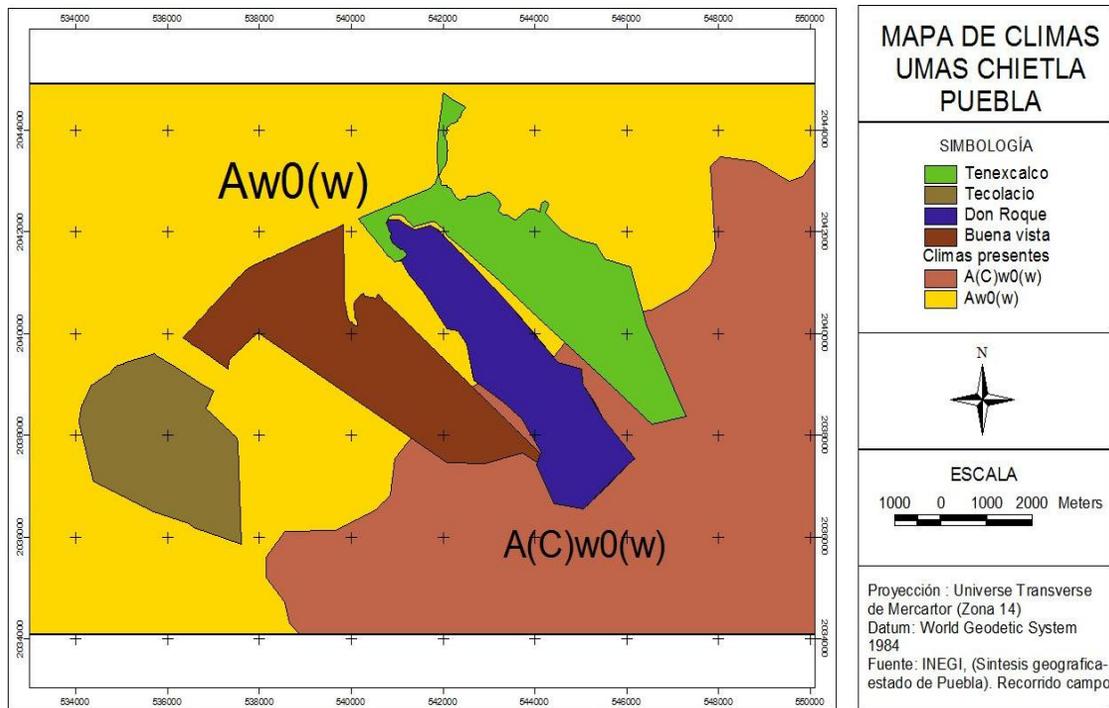


Figura 3. Climas dominantes en la zona estudio

3.3 Suelos

En el municipio se tienen cinco tipos de suelos predominantes: Vertisoles, Litosoles, Rendzinas, Regosoles y Feozem (Figura 4). Los Vertisoles se encuentran en las zonas planas del centro y del sudeste. Los Litosoles se localizan al sudeste, norte y áreas aisladas del noreste. Las Rendzinas se encuentran en tres áreas, al centro, al norte y al oeste del municipio. Los Regosoles se ubican en una sola área, al noroeste del municipio. Los Feozem se distribuyen en un área restringida al suroeste. Los Litosoles, Feozem y Regosoles presentan fase lítica, y los Vertisoles del noroeste, fase gravosa (INEGI, 2005).

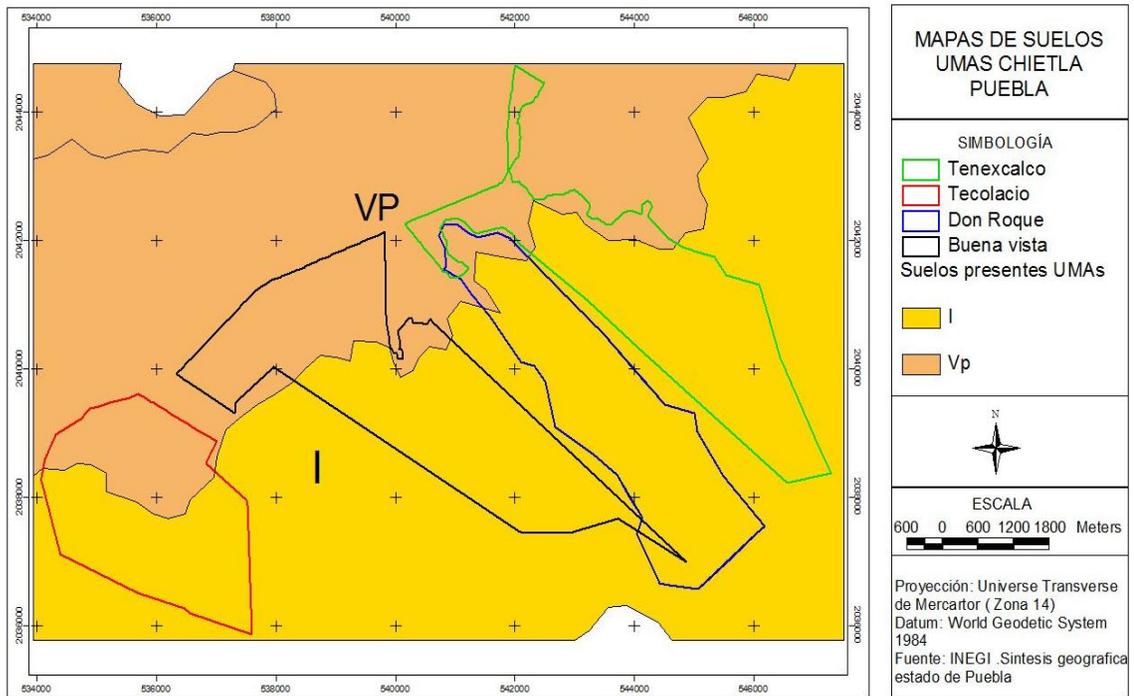


Figura. 4 Suelos predominantes en la zona de estudio

3.4 Vegetación

El tipo de vegetación que predomina en esta zona es la selva baja caducifolia, conformada por elementos tropicales dominados por árboles de copas extendidas con alturas promedio de 7 m. Se encuentran cactáceas columnares y candelabroiformes, cubata (*Acacia cochliacnatha humb*), cuachalalate (*Amphipterygium adstringens*), cuajote amarillo (*Bursera aptera*) y coco (*Cyrtocarpa procera*) (Figura 5 (Rzedowski, 1979)).

La selva baja caducifolia es el tipo de vegetación tropical más ampliamente distribuida en México. Contiene una alta diversidad florística (Dirzo, 1992) y un considerable número de endemismos. Cerca del 60% de las especies que la constituyen sólo se encuentran en México (Rzedowski, 1991). Las hojas y tallos de las plantas leñosas presentes en la selva baja, complementado con hierbas silvestres y alguna cactácea, son el principal componente de la dieta del venado cola blanca (Ezcurra y Gallina, 1981; Mandujano y Rico-Gray, 1991)

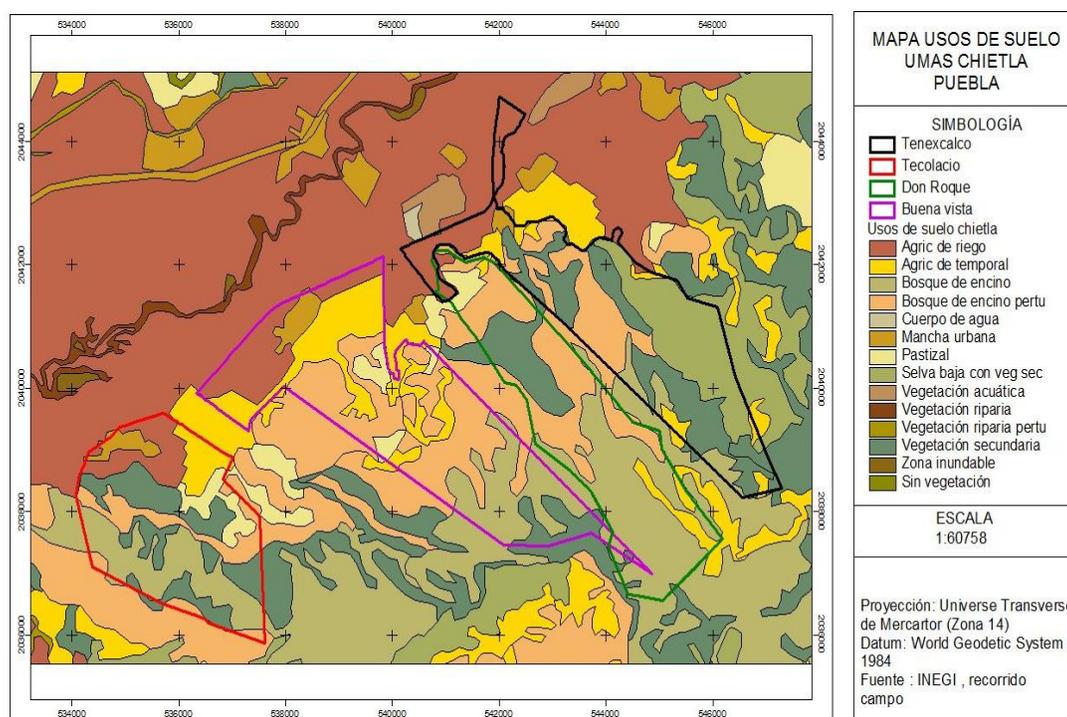


Fig.5 Usos de suelo en la zona de estudio

3.5 Características socioeconómicas

La región mixteca presenta carencia de caminos, energía eléctrica, agua entubada, infraestructura, analfabetismo y problemas en el sector agrícola. La agricultura es de subsistencia, con cultivos de temporal que emplean mano de obra familiar como es el caso de los cultivos del maíz, cebolla, sorgo, caña de

azúcar, cacahuete y frijol. Otros cultivos que tienen importancia en la región son el cultivo de la papaya, caña de azúcar, sandía, cebolla, jitomate y melón. La ganadería es importante para la economía familiar; el ganado que más se explota es el bovino, caprino y equino (Hernández *et al.*, 2001).

En 1990, el 85% de la Población económicamente Activa (PEA) (estimado en 52,946) se dedicaba a actividades primarias, básicamente a la agricultura, 10% al sector servicios y 5% a las actividades industriales. La condiciones de vida y la escasas de oportunidades económicas son detonantes de que cada año un gran número de personas migren de la Mixteca a otros estados o países, principalmente a Estado Unidos. Las remesas que son enviadas a las comunidades de la región han logrado aumentar la calidad de vida de sus habitantes.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Estimación de la densidad poblacional del venado cola blanca

Para determinar la densidad de población del venado se utilizó el modelo propuesto por Eberhardt y Van Etten (1956), adaptado por Ezcurra y Gallina (1981). En Junio del 2010 se establecieron en cuatro UMA ubicadas en el municipio de Chietla 92 transectos de 400 m de longitud y 2 m de ancho, distribuidos en zonas clave y en función de la topografía. Se limitó la época de muestreo a un periodo corto (30 días), para mantener el supuesto de una población cerrada. En cada transecto se revisaron unidades de muestreo que consistían en parcelas circulares de 2 m de diámetro, colocados a lo largo de cada transecto y separados entre sí cada 20 m. En total se ubicaron 1840 unidades de muestreo para la colecta de grupos fecales en la zona de estudio. Cada unidad de muestreo fue revisada; cuando se encontró un grupo fecal (una agregación de 10 o más excretas) se colocó en bolsas de papel de estraza y se rotuló con ayuda de un plumón con los datos de localización (número de transecto, población, fecha y número de unidad de muestreo).

La densidad de población se obtuvo con la fórmula siguiente:

$$D = (NP)(PG)/(TP)(TD)$$

Dónde: D = densidad poblacional, NP = número de parcelas de 400 m² por ha, TP = tiempo de depósito en días (30), TD = tasa de defecación por día (20.1) y PG = promedio de grupos fecales por parcela.

La estructura poblacional se obtuvo con base al trabajo de Ezcurra y Gallina (1981) el cual indica que se midan al azar 10 excretas de cada grupo fecal, tomándose las medidas del largo y ancho de las excretas con un vernier. Con la

fórmula del cilindro se calculó el volumen de cada excreta $V = (\pi (W/2)2L)$, donde: L es el largo y W es el ancho (Contreras- Moreno, 2008). Con las medidas de largo, ancho, volumen y la relación largo/ancho de las excretas, se realizó la clasificación de las excretas, separándose en cuatro categorías ya establecidas: hembras adultas, machos adultos, juveniles y crías (Ezcurra y Gallina, 1981).

4.2. Evaluación del índice de aptitud del hábitat (IAH)

La evaluación del hábitat para el venado cola blanca en las cuatro localidades se realizó generando cuatro modelos de “índice de aptitud del hábitat”. El primer modelo se basó a partir del Habitat Evaluation Procedure (HEP) establecido por el U.S. Fish & Wildlife Service (1981) el cual establece la sumatoria de todas las variables analizadas divididas entre el número total de éstas.

$$HSI1 = \left[\frac{IIA_1 + IIA_2 + IIA_3 + IIA_4 + IIA_5 + \dots IIA_n}{\sum IIA_n} \right]$$

Dónde: HSI1= Índice de aptitud del hábitat obtenido con el modelo 1

IIA= Índice de importancia de un atributo

El segundo modelo fue el adaptado y sugerido por Delfín-Alfonso *et al.* (2009). En este se agrega un “valor de presión” (Vp), ya que se establece que las actividades humanas generan una presión sobre las poblaciones silvestres y esto influye en sus diferentes procesos.

$$HSI2 = \left[\frac{IIA_1 + IIA_2 + IIA_3 + IIA_4 + \dots IIA_n}{\sum IIA_n} \right] - vp$$

Los atributos seleccionados para determinar la aptitud del venado cola blanca en la UMA, para asegurar la presencia y mantenimiento de las especies, fueron: 1)

fuentes de agua, 2) cobertura de la vegetación, 3) orientación de ladera y 4) pendiente. (Short 1986; Mandujano y Gallina 1995; Sánchez-Rojas *et al.*, 1997; Bello, 2001).

El análisis de atributos se hizo a través del Índice de Importancia de los Atributos (IIA), con valores en el rango de 0 (calidad baja) a 1 (calidad alta). La fórmula utilizada fue: $IIA = VIC/n$, donde VIC es el valor de importancia de cada clase para un atributo específico y n es el número de clases para cada atributo. El valor de importancia se asignó con base en la relevancia de cada atributo para el venado cola blanca, de acuerdo a la bibliografía existente (Cuadro 1).

Cuadro 1. *Categorías de los atributos del hábitat y su índice de importancia asignado.

Atributo	Clase	VIC	IIA	Calidad Atributo
Pendiente	0° - 15°	3	1	Alta
	16°- 30°	2	0.67	Media
	31°- n	1	0.33	Baja
Orientación	N, NO, NE	3	1	Alta
	Planos	2	0.67	Media
	S, SE, SO, E,O	1	0.33	Baja
Fuentes de Agua	533 – 1065	3	1	Alta
	1066-1600	2	0.67	Media
	1601- n	1	0.33	Baja
Cobertura	47- n	3	1	Alta
	24 – 46	2	0.67	Media
	0 – 23	1	0.33	Baja

*Fuente adaptada en base a Bolívar (2009)

Una vez obtenidos los índices de importancia por atributos se utilizaron las diferentes fórmulas para obtener el Índice de Aptitud del Hábitat (IAH): Donde IIA contiene los valores de importancia para los cuatro atributos del hábitat antes mencionados: IIA_1 =Cobertura de la vegetación, IIA_2 = Distancia a fuentes de Agua, IIA_3 = Orientación de ladera, IIA_4 = Pendiente, vp =valor de presión antropogénica y IIA_n = número de atributos evaluados. El atributo cobertura vegetal fue multiplicado por dos, ya que este atributo es considerado importante para la especie de estudio.

4.2.1 Valor de presión

Los atributos seleccionados para estimar el valor de presión antropogénica (V_p), los cuales se consideran negativos, ya que pueden afectar la presencia del venado o la calidad del hábitat y su variación en el espacio y tiempo, fueron la distancia a veredas, localidades y construcciones. Para cada atributo de “ V_p ” se establecieron tres categorías de presión: alto, medio y bajo (Cuadro 2), dependiendo de la cercanía de estos a los sitios de muestreo. Posteriormente, a cada categoría se le dio un valor del 4 a 1, siendo el 4 el valor de mayor presión, relacionado con un mayor riesgo para el venado, tomando como referencia los valores reportados por Bolívar (2009).

Cuadro 2. Categorías de los atributos de valor de presión e índice de importancia asignado.

Atributo	Nivel de riesgo alto (m) Valor = 4	Nivel de riesgo medio (m) Valor =3	Nivel de riesgo bajo (m) Valor = 2	Sin Riesgo Valor = 0
Vereda	0- 100	101 – 200	201 – 300	301- n
Localidades	0 – 1000	1001 – 2000	2001-3000	3001- n
Construcciones	0- 500	501-1000	1001-1500	1501 – n

Para la obtención de los siguientes dos modelos se realizó una regresión logística utilizando los datos de las distintas características del hábitat evaluadas. Esto con la finalidad de establecer qué variables se encontraban relacionadas con la presencia o ausencia del venado.

Con esta información y utilizando la metodología antes descrita para obtener el IIA se generaron los otros dos modelos específicos para la zona de estudio:

$$HSI3 = \left[\frac{2IIA_c + IIA_{fa}}{\sum IIA_n} \right]$$

$$HSI4 = \left[\frac{2IIA_c + IIA_{fa}}{\sum IIA_n} \right] - vpdl$$

Dónde: **2IIA_c**= Dos veces el índice de importancia del atributo “cobertura”

IIA_{fa}= Índice de Importancia de “distancia a las fuentes de agua”

Vp_{dl}= Valor de presión de “distancia a las localidades”

La categorización de los valores IAH obtenidos para cada modelo utilizado se obtuvo con ayuda de un análisis estadístico descriptivo. Se generaron una serie de intervalos en base a valores percentiles (Stevens et al., 2008) y se clasificó la calidad de hábitat en tres tipos (Cuadro 3).

Para todos los modelos se obtuvo la categoría de calidad “baja” utilizando el valor límite correspondiente al 33% de los datos, para la categoría “media” se utilizó el valor límite correspondiente al 66% de los datos y por último la categoría “alta” correspondió a aquellos valores superiores al 67% de los datos.

Cuadro 3. Intervalos de IAH y categorías de hábitat para los modelos.

Calidad	IAH 1	IAH 2	IAH 3	IAH 4
Baja	0.000 - 0.667	-1.000 - 0.067	0.000 - 0.778	-1.000 - 0.117
Media	0.668 - 0.800	0.068 - 0.399	0.779 - 0.889	0.118 - 0.447
Alta	0.801- 1.000	0.400 -1.000	0.890 – 1.000	0.448 – 1.000

4.2.2 Cobertura de vegetación

La cobertura horizontal se estimó en los sitios de los transectos utilizados para la estimación de las densidades de población mediante el empleo de una pantalla cuadrículada de plástico de 1.50 m de alto, dividida en 10 secciones (cada sección representa un 10% de zona visible). La pantalla se ubicó a 25 metros hacia la derecha y a la izquierda del inicio, mitad y final de cada transecto, como lo indica el Bureau of Land Management (1996).

La función de esta cuadrícula fue determinar qué porcentaje de ésta pantalla es visible a la distancia antes mencionada, ya que con eso se determina la cobertura de protección presente en el transecto. Se obtuvieron seis valores por transecto, mismos que posteriormente fueron utilizados para obtener el promedio de cobertura por transecto.

4.2.3 Obtención de pendiente, orientación de ladera y fuentes de agua

Con el programa Arc View 3.2 (ESRI, 1999) y vectoriales de la zona de estudio (INEGI, 2001) se generó un Modelo de Elevación Digital (Figura 6), escala 1:50000, a partir del cual se generaron los mapas de pendiente y orientación de cada comunidad. Con esto se obtuvieron los datos por sitio para su posterior clasificación y cálculo del IIA de cada uno.

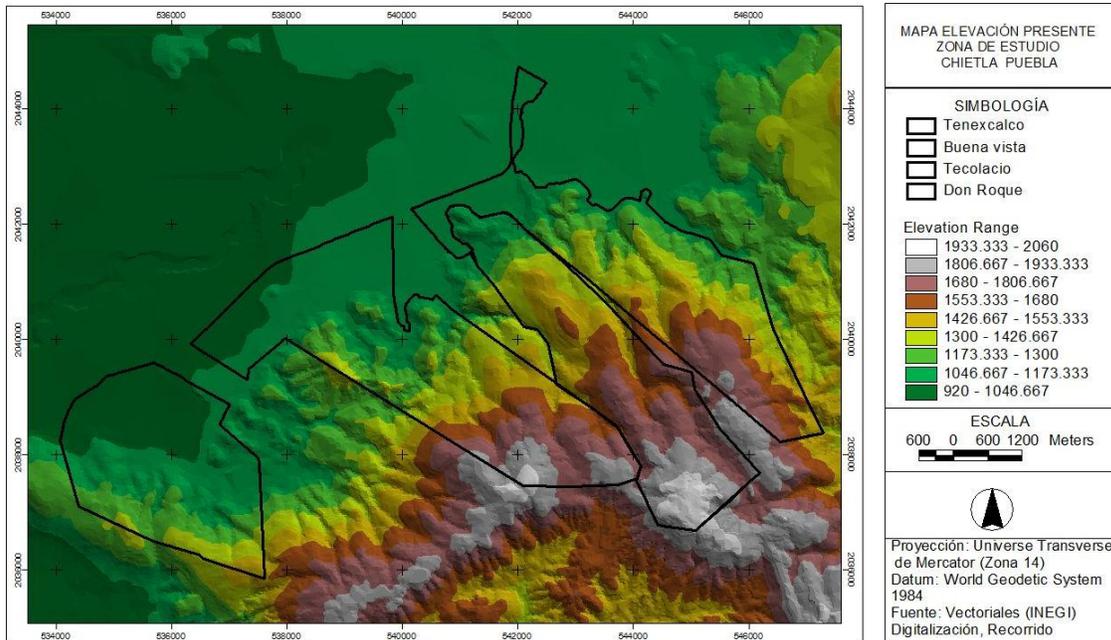


Figura 6. Modelo de Elevación Digital de la zona de estudio

4.3 Análisis de Datos

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar si existía diferencia significativa en las densidades de población y las características del hábitat entre las cuatro comunidades. Posteriormente, se usó la prueba de Mann-Whitney para comparaciones pareadas para ver que poblaciones presentaban diferencias entre sí.

Se realizó una regresión logística y se utilizó el estadístico de Wald para determinar que variables del hábitat intervenían en la presencia o ausencia del venado. Con las variables resultantes se generaron modelos de IAH.

Una vez que se tenían los cuatro modelos de IAH se utilizó la prueba no paramétrica para muestras relacionadas de Friedman para evaluar si existía diferencia entre los modelos. Posteriormente, para ver en que modelos se presentaba diferencia, se utilizó la prueba de Wilcoxon

V.RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Densidad poblacional de venado cola blanca en las UMA

La UMA Tecolacio registró la mayor densidad de población de venado cola blanca, seguida por Buenavista de Juárez y Tenexcalco, mientras que la UMA Don Roque tuvo la densidad más baja (Cuadro 4).

Cuadro 4. Promedio de densidades de población del venado cola blanca por UMA

UMA	Densidad de población (Individuos/ha) (Individuos/km ²)	
Buena Vista de Juárez	0.0397	3.97
Don Roque	0.0247	2.47
Tecolacio	0.0672	6.72
Tenexcalco	0.0273	2.73

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis indicó diferencias estadísticas significativas en las densidades de población de las cuatro UMA (Cuadro 5).

Cuadro 5. Prueba de Kruskal-Wallis para comparación de densidades de población del venado cola blanca de las UMA

Kruskal-Wallis Test			
n	Variable	Chi-cuadrada	P
92	Densidad	15.948	0.001

P≤0.05 significativa; P≤0.001 altamente significativa

La prueba U de Mann Whitney indicó diferencias estadísticas significativas entre las densidades de las UMA Buenavista de Juárez con respecto a Tenexcalco,

Don Roque con respecto a Tecolacio y entre la UMA Tecolacio con respecto a Tenexcalco (Cuadro 6).

Cuadro 6. Prueba U de Mann-Whitney para comparaciones pareadas de las densidades de población entre las UMA

UMA	Variable	n	Mann-Whitney U	Z	P
Buena Vista de					
Juárez/Tecolacio	Densidad	92	145.00	-2.575	0.010
Don Roque/Tecolacio	Densidad	92	119.50	-3.334	0.001
Tecolacio/Tenexcalco	Densidad	92	136.50	-3.027	0.002

P≤0.05 significativa; P≤0.001 altamente significativa

Las diferencias en las densidades de población pueden asociarse a variaciones en las características del hábitat presente en las UMA (Figura 7). Sin embargo, es importante tener en cuenta que las comunidades en donde se localizan las UMA tienen diferencias en sus características socioeconómicas, sobre todo en algunas variables que pueden incidir en el aprovechamiento de la especie, y por lo tanto en las poblaciones del venado. Por ejemplo, en Tecolacio es más notable el incremento de la población de personas adultas mayores y la disminución de la población joven que habita en la comunidad, esto debido a los altos índices de migración (observación personal), lo cual repercute directamente en la pérdida de usos y costumbres, entre ellos el aprovechamiento de los recursos naturales, lo que lleva a la disminución de la cacería. Tenexcalco y Buenavista por otro lado, son comunidades en las cuales se aprecia un mayor número de población joven (obs. per.)

Otro factor importante es que los ejidos Tenexcalco, Buenavista y Don Roque colindan por el Sur con poblaciones que se sabe realizan la cacería ilegal en las tierras de otros ejidos (com. per. ejidatarios) propiciando la disminución de las densidades de venado. Tecolacio no presenta este problema, ya que se encuentra rodeado por comunidades (Tlancualpican y Buenavista de Juárez) que

trabajan bajo el esquema UMA y promueven el manejo y protección de sus recursos.

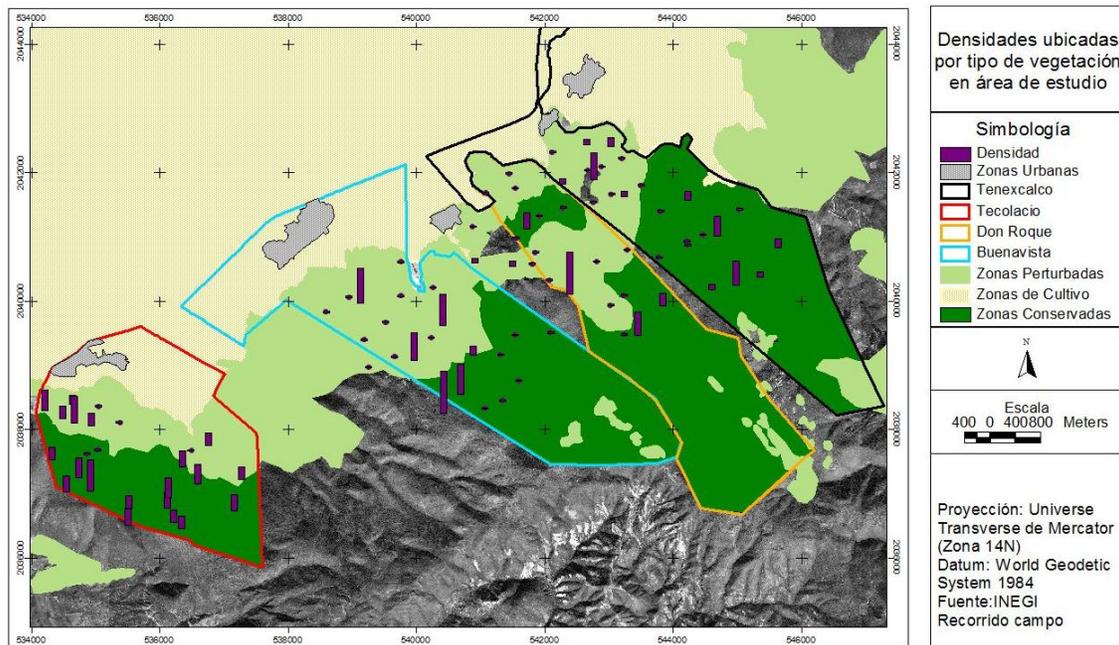


Figura 7. Densidades del venado cola blanca por UMA y tipo de vegetación

Las densidades de venado cola blanca obtenidas varían con respecto a las registradas en otras zonas áridas y semiáridas del país: 0.06, 0.093, 0.018, 0.021, 0.01 y 0.031 individuos/ha (Coronel *et al.*, 2009; Kobelkowsky-Sosa *et al.*, 2000; Sánchez-Rojas *et al.*, 2009; Ortiz *et al.*, 2005) y en la Mixteca Poblana: 0.018 y 0.045 ind/ha (López-Tellez *et al.*, 2007; Guadarrama, 2008). Algunos de los factores que pueden explicar las diferencias en las densidades pueden ser las tasas de defecación utilizadas, las condiciones ecológicas, sociales y económicas presentes en cada comunidad y la subespecie de venado o vegetación presente, ya que algunos de los estudios contrastados se realizaron en el norte del país, donde la vegetación y subespecie de venado son diferentes.

5.2 Estructura Poblacional de venado cola blanca en las UMA

Al evaluar la estructura poblacional del venado por UMA se observó que la combinación de categorías de población no estuvo presente en las cuatro UMA estudiadas (Figura 8). En general, no se encontró un gran número de individuos pertenecientes a la categoría “crías; La UMA que mayor número de crías presentó fue Tenexcalco con trece individuos, mientras que la UMA Tecolacio (UMA que registró la mayor densidad de población) no presentó esta clase. En las UMA Buenavista y Don Roque sólo se encontraron 2 y 4 individuos, respectivamente.

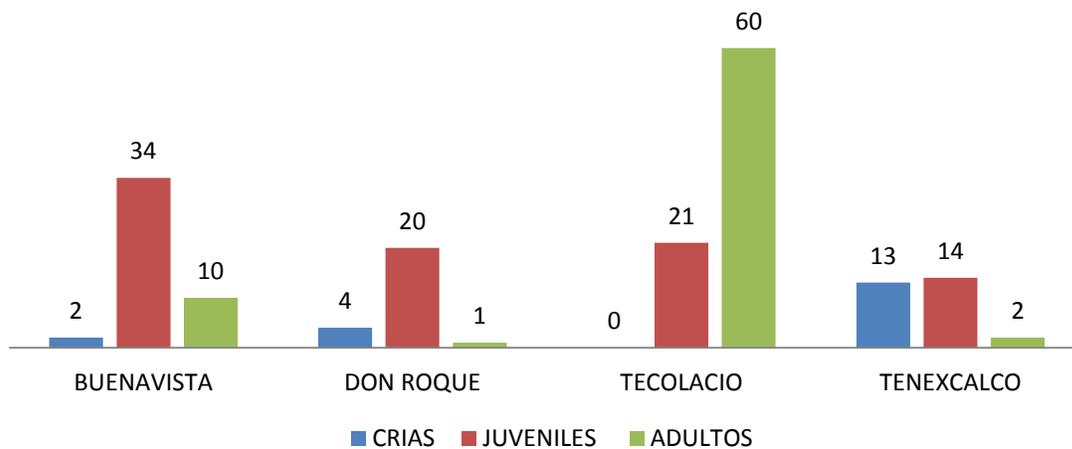


Figura 8. Estructura poblacional del venado cola blanca por UMA

La categoría “juveniles” estuvo presente en todas la UMA. En la UMA Tenexcalco se encontraron 14 individuos juveniles, seguido por la UMA Don Roque con 20, la UMA Tecolacio con 21 y finalmente la, UMA Buenavista presentó el mayor número con 34 individuos. La categoría “adultos” también estuvo presente en todas la UMA, aunque su variación fue muy notable. En las UMA Don Roque y Tenexcalco se encontraron 1 y 2 individuos, respectivamente; en la UMA Buenavista 10 y en la UMA Tecolacio 60.

5.3 Proporción de sexos

La proporción de sexos por UMA mostró que tanto las UMA Buenavista como Don Roque no presentaban “machos”, Tenexcalco tiene registrado 1 y Tecolacio 24. Con respecto a la categoría “hembras” la UMA Don Roque y la UMA Tenexcalco presentan el registro de una hembra por UMA, siguiéndole Buenavista con 10 y Tecolacio con 36 (Figura 9)

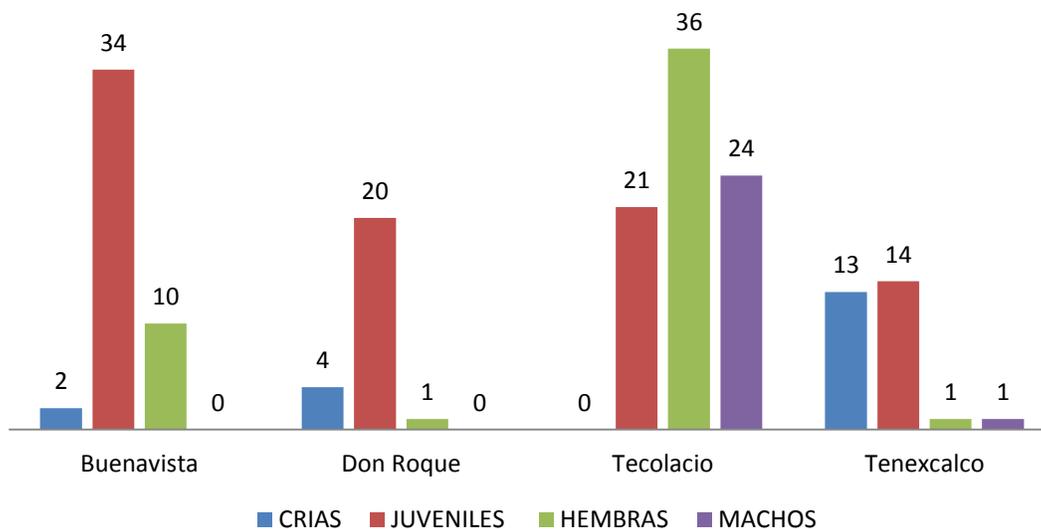


Figura 9. Proporción de categorías de sexo del venado cola blanca por UMA

Debido a los resultados anteriores y a la carencia de categorías y sexos en algunas UMA se decidió analizar gráficamente cómo se comportaban los valores si se tomaba a todo el grupo como una sola comunidad, ya que existe la posibilidad que la población de venado que habita en estas cuatro UMA puedan constituir una sola población, que se mueve y desplazan según sus necesidades. Esto se puede deber a que en algunos casos el venado cola blanca presenta una dinámica poblacional en la cual las tasas de fecundidad son bajas, ya que no todas las hembras adultas tienen crías todos los años, y a que existe una menor sobrevivencia de las categorías de crías y juveniles (Mandujano y Gallina, 2004).

Al analizar todos los datos, de manera agregada, se observó que la población de venados está dividida de la siguiente forma: el 10.5% de los individuos pertenecen a la categoría de las “crías”, el 49.2% a juveniles y el 40.3 a la categoría de adultos (Figura 10).

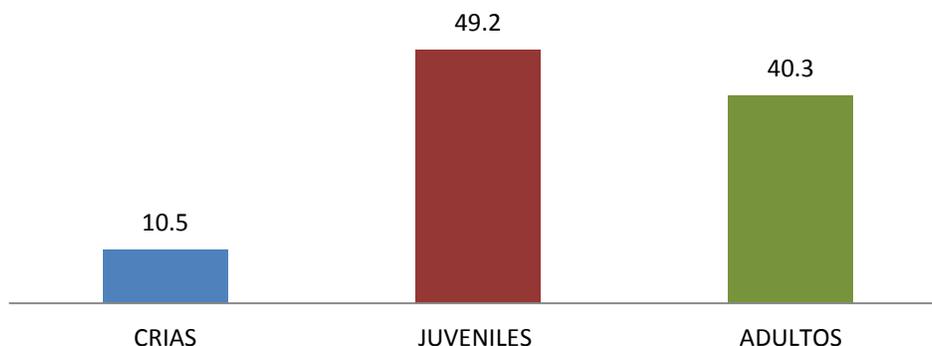


Figura 10. Estructura poblacional de venado cola blanca para la zona de estudio.

De igual manera se analizó la proporción de sexos para toda el área de estudio, encontrándose que la proporción de hembras: machos fue de 2:1 y de hembras: juveniles fue de 1:1.8 (Figura 11).

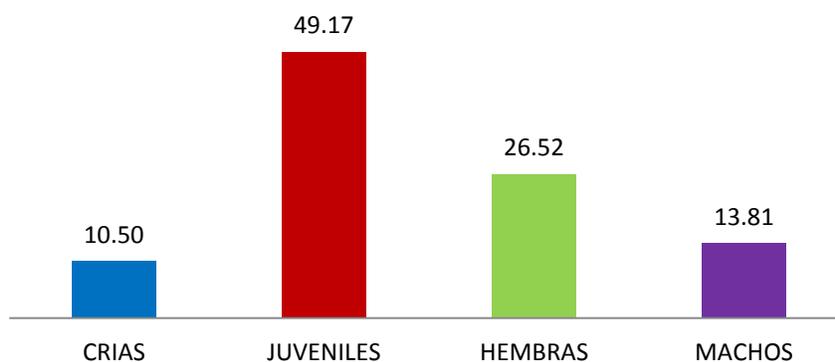


Figura 11. Estructura de sexo del venado cola blanca en la zona de estudio.

Dichas proporciones se encuentran dentro de los límites establecidos por Villareal (1999), el cual establece que la proporción ideal para el venado con respecto al número de hembras y machos es de 2:1. Se puede inferir que efectivamente es una sola población la que se encuentra habitando la zona de estudio y ésta se encuentra en buen estado. Para el caso de los juveniles, Contreras-Moreno (2008) menciona que cuando la relación hembras:cervatos alcanza valores superiores a 1:0.5, se considera que las condiciones del hábitat son buenas y que éste provee alimento suficiente para sostener el crecimiento de la población de venados.

Otro factor importante que se ha visto, es que la variación en la disponibilidad de agua, alimento y cobertura tiende a incrementar el radio de desplazamiento del venado cola blanca dentro de su hábitat (Mandujano y Gallina, 1995). Esto provoca que el venado cambie a lo largo del año su ritmo de actividad, movimientos y ámbitos hogareños seleccionando aquellos hábitats que les ofrezcan mejores oportunidades, lo cual puede estar provocando que algunas de las categorías no se registren ya que se encuentran en tierras que no pertenecen a los ejidos estudiados.

Los resultados muestran que es importante mantener un continuo de vegetación, tanto en las cuatro UMA como en las zonas aledañas. Las áreas aledañas a las UMA funcionan como un corredor biológico que permite un desplazamiento de individuos para poder lograr un mayor éxito reproductivo e intercambio genético.

5.4. Atributos de los sitios de las UMA

5.4.1 Cobertura vegetal

La cobertura vegetal mayor se presentó en la UMA Tenexcalco (63.85%), seguida por Don Roque (58.52%), Tecolacio (56.80%) y Buenavista de Juárez (54.11%) (Figura 12). Sin embargo, la prueba estadística de Kruskal-Wallis no indicó diferencias significativas en la variable cobertura para las UMA. Las coberturas

obtenidas varían con respecto a las reportadas en otros estudios para ecosistemas similares, cuyos valores van de 20.7% a 37.8% (Serra-Ortiz *et al.*, 2008). Esto puede deberse a diferencias en factores edáficos, climatológicos, cercanía a zonas agrícolas o a la intensidad de pastoreo (Pollock *et al.*, 1994; Davis 1990).

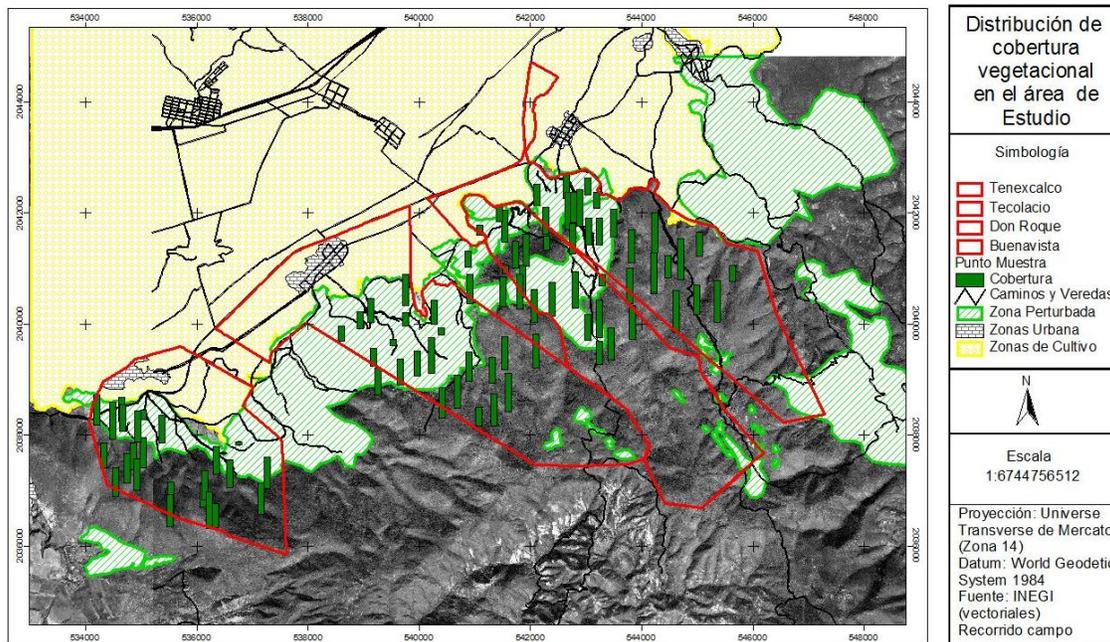


Figura 12. Uso de suelo por UMA

5.4.2. Fuentes de agua

Las pozas de agua presentes en la zona son escasas y se encuentran localizadas preferentemente en lugares cercanos a las poblaciones (Figura 13). Esto se debe a que la mayoría fueron hechas con la finalidad de abastecer de agua al ganado que se pastorea en las tierras de uso común. Los riachuelos presentes son intermitentes por lo cual su duración es corta y dependen de la temporada de lluvias. La UMA que tiene más pozas y agujajes dentro de su área de uso común fue Buenavista con 6, seguida de Tenexcalco con 4, Tecolacio con 3 y finalmente Don Roque con 1. Sin embargo, es muy probable que la fauna presente utilice las

pozas de las ,cuatro UMA sin distinción, esto debido a la cercanía que existe entre estas.

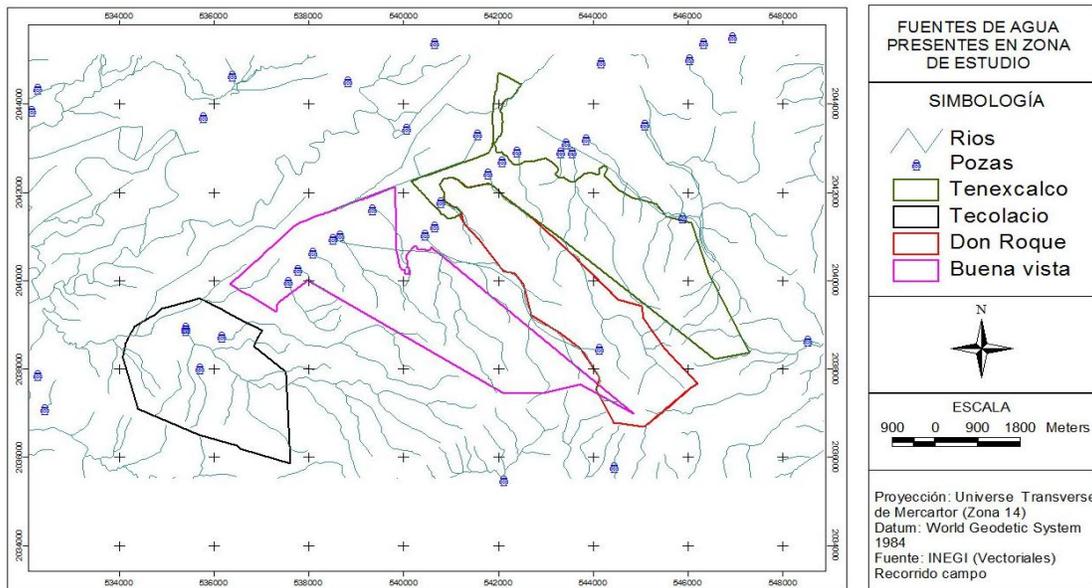


Figura 13. Ubicación de fuentes de agua en la zona de estudio

5.4.3. Pendiente

La topografía accidentada de la zona, presenta una variación de la pendiente que va de 0° en las zonas de planicie hasta las cañadas que llegan a presentar 88° . La UMA Buenavista presentó la mayor pendiente registrada en los transectos realizados, con un valor de 61° , seguida por Tenexcalco con 43° , mientras que las UMA Don Roque y Tecolacio presentaron valores cercanos con 34° y 33° , respectivamente (Figura 14).

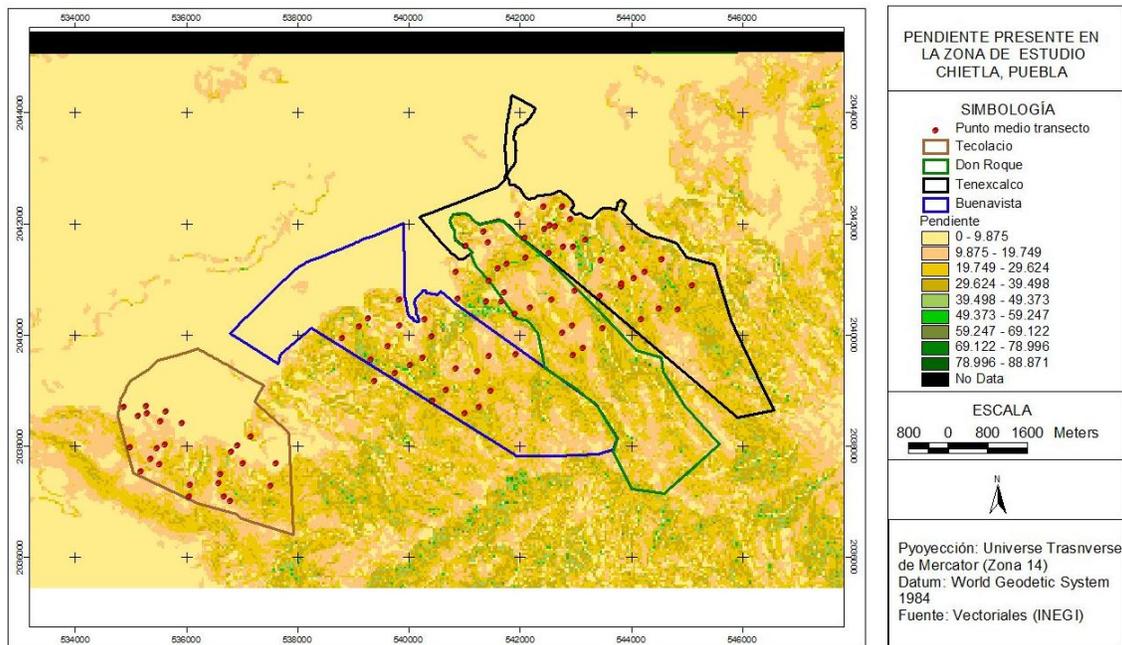


Figura 14. Pendientes registradas en la zona de estudio

5.4.4 Orientación de ladera

La mayoría de los transectos tuvieron una orientación de ladera suroeste, sureste y sur. En ninguna UMA se obtuvieron registros de transectos localizados en las laderas con orientación norte, oeste y noroeste (Figura 15), orientaciones que fueron catalogadas como de “alta” calidad al generar las categorías de los atributos, Esto pudo ser un factor que incidió en las coberturas y densidades de venado cola blanca de las UMA’s. Lo anterior, porque algunos autores han mencionado que la orientación de ladera está relacionada con la humedad en el suelo, regímenes hídricos y cobertura termal (González *et al.*, 1996; Mandujano *et al.*, 2004). Dichos resultados se asemejan a los valores encontrados por Sánchez-Rojas *et al.* (1997), quienes registraron que las hembras prefirieron las laderas con orientación noreste y suroeste dependiendo de la época de lluvias.

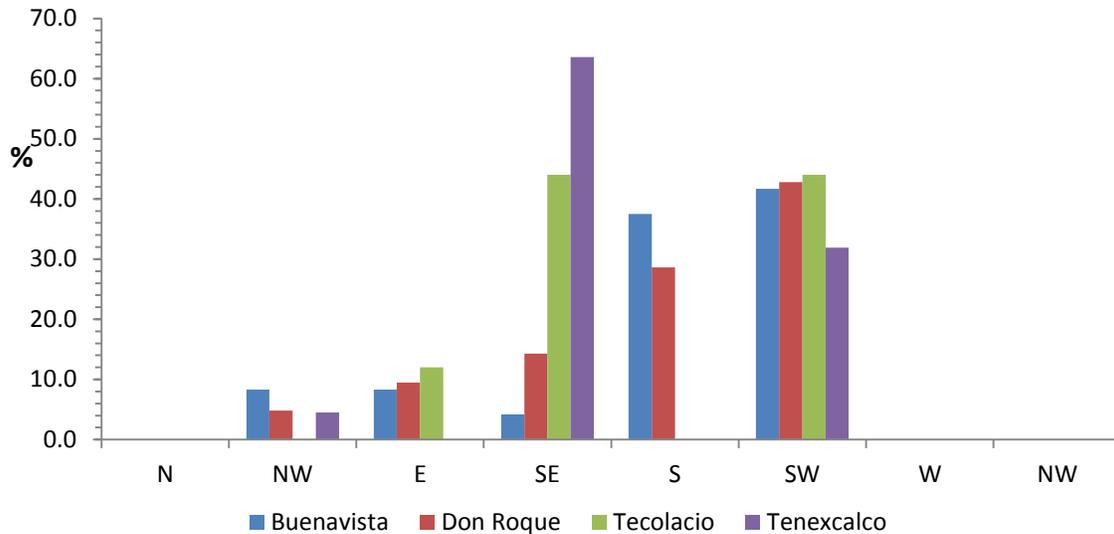


Figura 15. Orientación de los transectos por UMA

5.5 Diferencias de los atributos entre UMA

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en las variables distancia a las fuentes de agua y pendiente de los sitios (Cuadro 7). La prueba U de Mann-Whitney indicó diferencias significativas entre la UMA Buenavista de Juárez y Tecolacio en cuanto a distancia a construcciones cercanas y distancia a fuentes de agua (Cuadro 8).

Cuadro 7. Prueba de Kruskal-Wallis para comparar las variables registradas en las cuatro UMA

Prueba de Kruskal-Wallis			
n	Variable	Chi cuadrada	P
92	Aguaje	14.81	0.002
92	Pendiente	10.30	0.016

$P \leq 0.05$ significativa; $P \leq 0.001$ altamente significativa

Cuadro 8. Prueba U de Mann-Whitney para comparar diferencias de las variables de las cuatro UMA

Relaciones	Variable	n	Mann-Whitney U	Z	P
BVBJ/TECO*	Densidad	92	145.00	-2.575	0.01
	Distancia a				
BVBJ/TECO	construcciones	92	138.00	-2.594	0.009
	Distancia a				
BVBJ/TECO	aguaje	92	121.00	-2.98	0.003
	Distancia a				
BVBJ/TENEX	aguaje	92	114.00	-3.298	0.001
DONROQ/TECO	Densidad	92	119.50	-3.334	0.001
TECO/TENEX	Densidad	92	136.50	-3.027	0.002
TECO/TENEX	Pendiente	92	132.00	-3.049	0.002

* BVHJ = UMA Buenavista de Juárez; TECO = UMA Tecolacio; DONROQ = UMA Don Roque; TENEX = UMA Tenexcalco
P≤0.05 significativa; P≤0.001 altamente significativa

Entre la UMA Buenavista de Juárez y Tenexcalco se encontró una diferencia significativa con respecto a la distancia de fuentes de agua. La UMA Don Roque mostró diferencia de densidad con respecto a la UMA Tecolacio. Estos valores nos indican que la UMA Tecolacio presentó diferencias notables en los atributos del hábitat con relación a las demás UMA. Para las demás UMA, solamente se observó una diferencia significativa entre Buenavista de Juárez y Tenexcalco con respecto a la variable distancia a las fuentes de agua.

5.6 Relación entre la presencia de venado y las variables ambientales y de perturbación

Se observó que las variables cobertura, distancia a localidad, distancia a construcciones cercanas y distancia a fuentes de agua inciden en la presencia o ausencia del venado (Cuadro 9). Esto concuerda con algunos de los resultados obtenidos por otros autores, en los cuales mencionan que para el caso del venado

cola blanca existen atributos prioritarios o críticos que intervienen en la presencia de este. Entre estos atributos se encuentran las disponibilidad de agua, orientación de ladera utilizada con mayor frecuencia, preferencia por algún tipo de vegetación, cobertura vegetal, presión antropogénica presente (Short 1986; Gallina, 1994; Villareal, 1999; Coronel *et al.*, 2009; Sánchez-Rojas *et al.*, 1997; Delfín-Alfonso *et al.*, 2009).

Cuadro 9. Significancia estadística de las variables de la regresión logística

	B	S.E.	Wald	P	Exp(B)
Cobertura	0.032	0.015	4.687	0.030	1.032
Distancia a localidad	0.001	0.001	4.503	0.034	1.001
Distancia a fuentes de a agua permanentes	-0.001	0.001	3.206	0.073	0.999
Distancia a construcciones	-0.001	0.001	2.383	0.123	0.999
Distancia a corrientes intermitentes	-0.001	0.002	0.173	0.677	0.999
Distancia a cultivos	0.000	0.001	0.153	0.696	1.000
Orientación de ladera	0.000	0.005	0.008	0.930	1.000
Pendiente del transecto	0.021	0.023	0.882	0.348	1.021
Constante	-1.650	1.402	1.385	0.239	0.192

5.7 Índice de aptitud de hábitat

Los índices de aptitud del hábitat generados por los diferentes modelos presentaron una variación con respecto a los porcentajes obtenidos para cada categoría de hábitat (Figura 16). La prueba de Friedman y Kendall indicó una diferencia significativa entre los cuatro modelos evaluados (Cuadro 10).

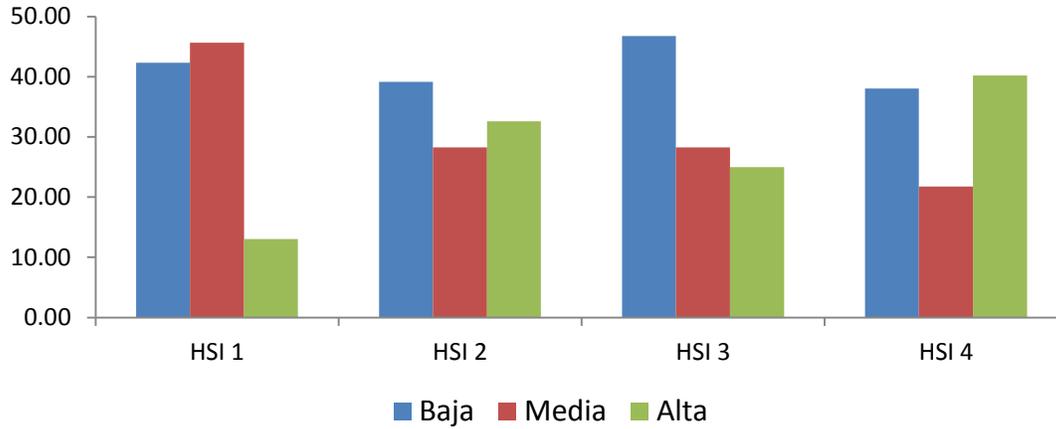


Figura 16. Índices de aptitud del habitat obtenidos con los cuatro modelos generados.

Cuadro 10. Análisis de Friedman y Kendall para evaluar diferencias de los IAH de los modelos

Prueba de Friedman		Prueba W de Kendall	
Estadísticos de contraste ^a		Estadísticos de contraste	
n	92	n	92
Chi-cuadrado	12.911	W de Kendall ^a	.047
gl	3	Chi-cuadrado	12.911
P	.005	gl	3
a. Prueba de Friedman		P	.005
		a. Coeficiente de concordancia de Kendall	

P≤0.05 significativa; P≤0.001 altamente significativa

Posteriormente, la prueba de Wilcoxon mostró que existía diferencia entre el modelo IAH1 que no incluye “vp” y el modelo IAH2 el cual si incluye “vp”. De igual manera también hubo diferencias estadísticas significativas entre el modelo IAH1 y el modelo IAH4 que también incluye “vp” (Cuadro 11).

Cuadro 11. Análisis de Wilcoxon para comparaciones pareadas de los modelos de IAH.

	IAH1 – IAH2	IAH1 – IAH3	IAH1- IAH4	IAH2 – IAH3	IAH2 – IAH4	IAH3 – IAH4
Z	-1.973 ^a	-1.095 ^a	-2.592 ^a	-.895 ^b	-1.150 ^a	-1.601 ^a
P	0.048	0.273	0.010	0.371	0.250	0.109

P≤0.05 significativa; P≤0.001 altamente significativa

Dichos resultados muestran que es importante utilizar variables que tomen en cuenta la presión antropogénica, ya que esta influye fuertemente en la generación de modelos de calidad de hábitat. Esto concuerda con los modelos establecidos y utilizados por Delfín-Alfonso *et al.* (2009) quienes modelaron el hábitat del venado cola blanca para una región del estado de Veracruz; y Ortiz-García y Mandujano (2011), con un modelo para el hábitat del pecarí en la Reserva de Tehuacán-Cuicatlán.

Los valores numéricos obtenidos para los cuatro modelos de Índice de calidad del hábitat mostraron algunas variaciones. Esto se puede asociar a las características del ambiente utilizadas y al valor de presión incluido en algunos modelos. Sin embargo, se encontraron algunas similitudes con los valores de IAH obtenidos por otros autores en otras zonas del país. Por ejemplo, Kobelkowsky-Sosa *et al.* (2000) obtuvieron para el venado cola blanca en una zona de la Sierra Fría en Aguascalientes un valor promedio de 0.88; Serra-Ortiz *et al.* (2008) de igual manera obtuvieron para el venado, en dos ranchos localizado en Sonora, valores de 0.8. y 0.5. Dichos valores se asemejan a los valores obtenidos en este estudio para el modelo IAH 3 (.889) y IAH 2 (.500) (Cuadro 12).

Cuadro 12. Estadística descriptiva de los IAH de los modelos

	IAH 1	IAH 2	IAH 3	IAH 4
n = 92				
Media	0.7174	0.2373	0.8297	0.2753
Moda	0.6667^a	0.5002	0.8889	0.4448
Desviación. Típica	0.1089	0.3014	0.1487	0.3172
Rango	0.5333	1.3002	0.6667	1.4444
Mínimo	0.4000	-0.4335	0.3333	-0.4444
Máximo	0.9333	0.8667	1.0000	1.0000

VI. CONCLUSIONES

La cobertura de la vegetación y distancia a fuentes de agua, como variables del hábitat y el factor de presión distancia a localidades, son determinantes para la presencia del venado cola blanca en las UMA San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio. Las variables de hábitat orientación de ladera y pendiente, así como los factores de presión distancia a veredas y construcciones no se relacionaron significativamente con la presencia de venado.

El modelo de Índice de Aptitud de Hábitat más simple para evaluar la condición de calidad de hábitat en las UMA San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio se basa en las variables cobertura de la vegetación, distancia a fuentes de agua y distancia a localidades.

El factor de presión distancia a localidades fue determinante en los resultados de IAH de los modelos de Índice de Aptitud de Hábitat para las UMA de estudio.

De acuerdo a los modelos de Índice de Aptitud de Hábitat las condiciones de hábitat del venado cola blanca en las UMA: San Nicolás Tenexcalco, Buenavista de Juárez, Don Roque y San Miguel Tecolacio son predominantemente medias y bajas.

La estructura de población del venado cola blanca en el área de estudio muestra que dicha población se mueve entre las diferentes UMA's, ya que la proporción de edades en conjunto representa una población sana.

VII. RECOMENDACIONES

Se sugiere promover un corredor que considere el continuo de vegetación entre las diferentes Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre, ya que se observó que la combinación de categorías de población de venado cola blanca y proporción de sexos no se encuentra presente en las cuatro UMA's por separado pero en conjunto sí. Esto sugiere que es una sola población de venado cola blanca la que se encuentra desplazándose en la zona de estudio.

Es recomendable generar modelos de índice de aptitud de hábitat en otras unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre, para generar un modelo de IAH regional.

VIII. LITERATURA CITADA

- Anderson, S.H. and K.J Gutzwiller. 1994. Habitat Evaluation Methods. Pp.592-606. En: T.A Bookhout (ed): Research and Management Techniques for Wildlife and habitats. pp607-622.The Wildlife Society. Bethesda, Maryland.
- Aue, B., K. Ekschmitt, S. Hotes and V. Wolters. 2012. Distance weighting avoids erroneous scale effects in species-habitat models. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 102–111.
- Ayala, A.B.C. y E.J. Quintero. 2003. Plan de manejo para venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*) en la UMA Los Romeros, Santiago Tulantepec.
- Badii, M.H., A.E. Flores., H. Quiróz y R. Foroughbakhch. 1999. Metapoblación; teoría y aplicación. *Ciencia UANL*, II (2): 133-140.
- Bello, J. 2001. Comportamiento del venado cola blanca en dos sitios con distinto manejo de agua en el Noroeste de México. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología A.C. (INECOL), Xalapa, Ver. México. 145p.
- Bello-Gutiérrez, J., C. Guzmán-Aguirre y J. Santos-Zúñiga. 2004. Aspectos ecológicos del venado cola blanca en la región sierra de Tabasco. IX Simposio de venados en México. FMVZ-UNAM. ANGADI. UAEH. Pachuca, Hidalgo, 4-16 p.
- Bennett, A.F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN. Gland, Cambridge.
- Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications*, 5(4): 872–877.

- Bolívar, C.B.S. 2009. Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz. Tesis de Maestría. Xalapa, Veracruz. INECOL. México. 93p.
- Boshier, D.H. 2004. Agroforestry systems: important components in conserving the genetic viability of native tropical tree species? *In* Schroth, G; Fonseca, GAB da, Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, H; Izac, A. Eds. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 290-313.
- Bradstock, R. A. and Cohn, J. S. 2002. Fire regimes and a biodiversity in semi-arid mallee ecosystems *In*: Flammable Australia. The Fire Regimes and Biodiversity of a Continent, Bradstock, R. A., Williams, J. E. and Gill, M. A. (eds) Cambridge University Press. Cambridge, 238-258.
- Brown, J.H. and A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of migration on extinction. *Ecology*, 58:445–449.
- Bureau of Land Management. 1996. Sampling vegetation attributes : Interagency Technical Reference. BLM National Applied Resource Sciences Center, BLM/ST-96/002+1730. Supersedes BLM Technical Reference 4400-4, Trend Studies, dated May 1995. 163p.
- Campbell, M.O. 2005. The ecological and social context of mammal hunting in the coastal savanna of Ghana. *Geoforum*, 36: 667-680.
- Carmona, L.M.C. 1990. Análisis de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Boletín de Derecho Comparado*. Instituto de Investigaciones Jurídicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. 67:232-243.

- Contreras-Moreno, F.M. 2008. Ecología poblacional del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus thomasi*) en la R/A San Joaquín municipio de Balancán, Tabasco, México. Tesis profesional. UJAT.
- Chalfoun, A.D. and T.E. Martin. 2007. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology*, 44: 983-992.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro de México. México. CONABIO / UNAM / ASM. 847p.
- Chang A.Y., F. Feng and K. Chang. 2007. Studies on the comparison of habitat suitability index (HIS) and ecological site quality (ESQ) with data of *Cephalotaxus wilsonian*. In: Proceedings conference on sustainable forest management and carbon sequestration in Taiwan and Japan p97-114, 2007,08, 29-09,02 Nantou, Hui-Sun Experimental Station, Taiwan.
- Collige, S.K. and R.T.T. Forman.1998. A conceptual model of a land conversion processes: Predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* 82, 66–84.
- CONABIO (Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad). 2010.<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/exoticas/fichaexoticas/Odocoileusvirginianus00.pdf>
- Coronel, A.H., C.A.L. González, y C.N.M. Arzate. 2009. ¿Pueden las variables de paisaje predecir la abundancia de venado cola blanca? El caso del noroeste de México. *Tropical Conservation Science*, 2(2):229-236.

- Davis, E. 1990. Deer management in the south Texas plains. Texas Park and Wildlife Department. Federal Aid Reports Series. No. 27. Austin Texas.
- De Cañete, J.F. y J.F. Martínez. 1969. Guía de la caza en España: 1969. Cotos y Vedados. Subsecretaria de Turismo. Dirección General de Empresas y Actividades Turísticas. 527 p
- Delfín-Alfonso C.A., S. Gallina y C. A. López-González. 2009. Evaluación del hábitat del venado cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. *Tropical Conservation Science*. 2: 215-228.
- Dirzo, R. 1992. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México. En Sarukan y Dirzo (comp). México ante los retos de la biodiversidad, CONABIO, México, 283-290.
- Durán R. y M. Méndez (Eds). 2010. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 496 p
- Eberhardt, L.L. y R.C. Van Etten. 1956. Evaluation of de pellet group count as a deer census method. *Journal of Wildlife Management*, 20: 70-74.
- ESRI. 1999. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York
- Ezcurra, E. y S. Gallina. 1981. Biology and population dynamics of white-tailed deer in northwestern Mexico. In: *Deer Biology, Habitat Requirements, and Management in Western North America*. Folliot P. F y S. Gallina (eds.). Instituto de Ecología, A. C. México. pp. 78-108.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.
- Fleming, K.K., K.A. Didier, B.R. Miranda y W.F. Porter. 2004. Sensitivity of a white-tailed deer habitat-suitability index model to error in satellite land cover data: implications for wildlife habitat-suitability studies. *Wildlife Society Bulletin*, 32(1): 158-168.
- FAO(Food and Agriculture Organization).2005. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005:15 Resultados Claves. FAO.
- Fulbright, T.E. y A. Ortega. 2007. *Ecología y manejo de venado cola blanca*. Texas A&M University Press, College Station.
- Gallina, S. 1994. Uso del hábitat por el venado cola blanca en la Reserva de la Biosfera La Michilía, México. En: Vaughan, C. y M. A. Rodríguez (eds.). *Ecología y manejo del venado cola blanca en México y Costa Rica*. EUNA. Heredia, Costa Rica. pp. 299-314.
- Gallina, S. 1998. Evaluación del hábitat para el venado, pp. 15-24. En: Primera Reunión Regional sobre venado cola blanca mexicano, Curso-Taller-Memorias. Puebla. México.
- Gallina, S. y A.L. Escobedo-Morales. 2009. Análisis sobre las Unidades de Manejo (UMAs) de ciervo rojo (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) y wapití (*Cervus canadensis* Linnaeus, 1758) en México: problemática para la conservación de los ungulados nativos. *Tropical Conservation Science*, 2(2): 251-265.
- García, C.C. 1995. Áreas Naturales Protegidas. *Revista de administración Pública: Administración ecológica*. 87:55-73.

- González-Bocanegra, K., E.I. Romero-Berny, M.C. Escobar-Ocampo. y Y. García-Del Valle. 2011. Aprovechamiento de fauna silvestre por comunidades rurales en Los Humedales de Catazajá- La Libertad, Chiapas, México. *Ra Ximhai*, 7 (2): 219-230.
- González, H.J.C., A. Bonet y M.T. Echeverría. 1996. Efecto de la orientación de la ladera sobre algunas comunidades arbustivas del semiárido central de la depresión del Ebro. Universidad de Alicante. *Mediterránea*, Serie de estudios biológicos. pp 21-31
- Guadarrama, L.R. 2008. Descripción del hábitat y manejo del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en el sistema agrosilvopastoril de la Mixteca Poblana. Tesis de Maestría en Ciencias. Estrategias para el Desarrollo Agrícola Regional. Colegio de Postgraduados Campus Puebla. 99 pp.
- Guízar N.E. y A. Sánchez. 1991. Guía para el reconocimiento de los árboles del alto Balsas. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Edo. de Méx. 208 p.
- Gysel, L.W. y L.J.Lyon. 1987. Análisis y evaluación del hábitat. pp: 321-344. En : Rodríguez, R. Tarrés(ed) *Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre*. 4ª edición. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland U.S.A.
- Guzmán-Lenis, A. y A. Camargo- Sanabria. 2004. Importancia de los rastros para la caracterización del uso de hábitat de mamíferos medianos y grandes en el bosque los mangos (Puerto López, Meta, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 9(1). 11-22.

- Halffter, G. 1976. Colonización y conservación de recursos bióticos en el trópico. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. México. D.F.47p.
- Hall, E.R. 1981. The mammals of North America. Wiley-Interscience Publication. New York.
- Hall, S. L., P.R. Krausman and M. L Morrison.1997. The habitat concept and a plea for standard terminology, *Wildlife Society Bulletin*, 25:173-182
- Hanson, J.D., B.B. Baker and R. M. Bourdon.1993. Comparison of the effects of different climate change scenarios on rangeland livestock production. *Agricultural Systems*, 41: 487-502.
- Hilden, O.1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Feniici* 2:53-75.
- Hill, A.2009. A GIS based habitat suitability analysis of the *Oribi antelope* in Kwazulu-Natal. Thesis of Master of Science. University of KwaZulu-Natal.
- Hunting, W.K.1997. Recent advances and applications of the California Wildlife Habitat Relationships System. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*. 33:83-87.
- Hernández, J.S., E. Rodero., M. Herrera., J.V. Delgado., C. Barba y A. Sierra. 2001. La caprinocultura en la Mixteca Poblana (México). Descripción e identificación de factores limitantes. *Archivos de zootecnia*, 3 (189-190) 231-239.
- Hernández, S.D.A. 2008. Venado cola blanca y su hábitat (*Odocoileus virginianus mexicanus* Z.), en Sierra de Huautla, Morelos. Tesis profesional. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo. México.

- Robles, B.R. 2009. Las unidades de manejo para la conservación de vida silvestre y el Corredor Biológico Mesoamericano México. Serie Acciones. CONABIO. (2) 130 p.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2007. Sistema de unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/279/cap42.html>
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 2005. Síntesis Geográfica del estado de Puebla.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 2001. Carta Topográfica E14B62 (Izucar de Matamoros) Escala 1:50 000. México, D.F
- Jackson, V.L. 2002. Use of GIS and remote sensing technologies to study habitat requirements of ocelots, *Leopardus pardalis*, in south Texas. Ph. D. Thesis. University of North Texas.
- Johana, A.N., M. Díaz., A. Feijoo y M.C. Zúñiga. 2006. Valoración del uso de la fauna silvestre en el municipio de Alcalá Valle del Cauca. *Scientia et Technica*, 31: 291-296
- Jokimäki, J. and E. Huhta.1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* ,73:97–113
- Jorgenson, J.P. 1993. Gardens wildlife densities and subsistence hunting by maya indians in Quintana Roo, México. Ph. D. Thesis, University of Florida, Gainesville

- Kattan, G. y C. Murcia. 1999. Informe Especial: Investigación en Biología de la Conservación en Colombia. Instituto de Investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. 8: 3-12.
- Krausman, R.P.1999. Some basic principles of habitat use, grazing behavior of livestock and wildlife. Idaho Forest. Wildlife and Range Experiment Station Bulletin,70:85-90
- Krebs, C.J. 2001. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance, 5th ed. Benjamin/Cummings, San Francisco.
- Kobelkowsky-Sosa R., J. Palacio-Núñez., F. Clemente-Sánchez., G.D. Mendoza-Martínez., J.G. Herrera-Haro., J. Gallegos-Sánchez. 2000. Calidad del hábitat y estado poblacional del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*, Hays) en ranchos cinegéticos de la sierra fría, Aguascalientes. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 6:125-130.
- Kushwaha, S.P.S. and P.S. Roy. 2002. Geospatial technology for wildlife habitat evaluation. Tropical ecology, 43(1): 137-150.
- Kucera, T.E. and R.H. Barret.1995: California wildlife faces uncertain future. California Agriculture. 49: 6, pp. 23-27.
- Lehmkhul, J.F., J.G. Kie., L.C. Bender., G. Servheen, and H. Nyberg. 2001. Evaluation the effects of the ecosystem management alternatives on elk, mule deer and white-tailed deer in the interior Columbia River Basin, USA. Forest Ecology and Management, 153:89-104
- Leopold, A.S. 1977. Fauna silvestre de México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. 2a Edición en español. Editorial Pax. México. 608 p.

- LGEEPA (Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente).1988. Diario Oficial de la Federación (DOF). Primera publicación el 7 de junio de 1988.
- López, T.M.C., S. Mandujano y G. Yánes. 2007. Evaluación poblacional del venado cola blanca en un bosque Tropical Seco de la Mixteca Poblana. Acta Zoológica Mexicana (n. s). 23:3. 1-16p.
- MacMillan, D.C. and K. Marshall. 2006. The Delphi process – an expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. Animal Conservation, 9: 11–19.
- Mac Nally, R., A.F. Bennett, and G. Horrocks. 2000. Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. Biological Conservation. 95:7–29.
- Mandujano, S. and V. Rico-Garay. 1991. Hunting, use, knowledge of the biology of the White-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Hays) by the Maya of Central Yucatan, México. Journal of Ethnobiology, 11(2): 175-183.
- Mandujano, S. y S. Gallina. 1995b. Disponibilidad de agua para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio de México. Vida Silvestre Neotropical 4:107-118.
- Mandujano, S., S. Gallina., G. Arceo y L.A. Pérez-Jiménez. 2004. Variación estacional del uso y preferencia de los tipos vegetacionales por el venado cola blanca en un bosque tropical en Jalisco. Acta Zoológica Mexicana, 20:45-67.

- María, C.T. 1979. Los animales en la medicina tradicional mesoamericana. En: Anales de Antropología, Vol 16, Mexico, D.F., Instituto de Investigaciones Antropológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 183-223.
- Martínez-Carrasco, P. F. y M. M. Ibarra. (Coord.) 2011: La Mixteca Poblana. De la vulnerabilidad al bienestar. Editum y Universidad Iberoamericana. Financiado por AECID. Murcia. Obra colectiva: 7 capítulos. Pp. 190
- Mayaka, T.B. 2002. Wildlife Co-Management in the Bénoué National Park-Complex, Cameroon: A Bumpy Road to Institutional Development. World Development,30(11): 2001-2016.
- Melo, C.G. 1978. Ensayo metodológico para la planificación del parque nacional Desierto de los Leones. D. F., Tesis de Maestría en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Colegio de Geografía. UNAM. 162p
- Montiel, S., L. Arias y F. Dickinson. 1999. La cacería tradicional en el norte de Yucatán: una práctica comunitaria. Revista de Geografía Agrícola 29: 43 – 52.
- Morales, M.J.E. y C.J.T. Villa. 1998. Nota sobre el uso de la fauna silvestre en Catemaco Veracruz, México. Acta Zoológica Mexicana, 73:127-143.
- Morrison, M.L., B. G. Marcot. and R.W. Mannan. 2006. Wildlife-habitat relationships: Concepts and application. Third edition. Washington D.C.: Island Press, 3-128.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: Implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution, 10: 58-62.

- Naranjo, E. J., M. M. Guerra., R. E. Bodmer, and J. E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the lacandon forest, México. *Journal of Ethnobiology*, 24(2): 233-253.
- Nowak, M. R. 1991. *Walker's mammals of the world*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, EUA.
- Ojasti, J. 1993. Utilización de la fauna silvestre en América Latina, Situación y perspectivas para un manejo sostenible. *Guia FAO Conservación Num. 25*, Roma.
- Olson R. 1992. *White tailed deer habitat requeriments and management in Wyoming*. Univ. of Wyoming. Laramie Wyo.
- Ortigosa, G. R., G.A. De Leo and M. Gatto. 2000. VVF: integrating modelling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 15: 1–12.
- Ortiz-García, A.I. y S. Mandujano. 2011. Modelando la calidad del hábitat para el pecarí de collar en una reserva de biósfera de México. *Suiform Soundings*, 11(1): 14-27.
- Ortiz-Martínez, T., S. Gallina., M. Briones-Salas. Y G. González. 2005. Densidad poblacional y caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus oaxacensis*, goldman y kellog, 1940) en un bosque templado de la sierra norte de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s)* 21(3): 65-78.
- Pérez, E.M. y J. Ojasti. 1996. La utilización de la fauna silvestre en la América tropical y recomendaciones para su manejo sustentable en las sabanas. *Ecotrópicos*, 9(2):71-82.

- Pérez, R., F. Jaramillo., M. Muñiz y M. Torres. 1994. Importancia económica de los vertebrados silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. p.122.
- Pollock, M. T., D.G. Whittaker, S. Demarais and R. E. Zaiglin.1994.Vegetation characteristics influencing site selection by male white-tailed deer in Texas. *Journal Range Management* 47: 235-239
- Primack R., R. Rozzi., P. Feisinger., R. Dirzo and F. Masardo. 2001. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de cultura económica, México. 798 p.
- Redford, H.K. y J. G. Robinson. 1997. Usos comerciales y de subsistencia de la vida silvestre en América Latina. En: John G. Robinson, Kent H. Redford y Jorge E. Rabinovich (comp.), *Uso y Conservación de la Vida Silvestre Neotropical* (1a ed. español).Ciudad de México: Fondo de Cultura económica. pp. 23-42.
- Rittenhouse, C.D., W.D. Dijak, F.R. Thompson III and J.J. Millspaugh. 2007. Development of Landscape-level Habitat Suitability Models for Ten Wildlife Species in the Central Hardwoods Region. USDA Forest Service. General Technical Report NRS-4
- Roller, N. E. G. 1978. Quantitative evaluation of deer habitat. In: *Applications of remote sensing data to wild- life management*. Proceedings of the Pecora IV Symposium, Sioux Falls, South Dakota. Pages 137-146.
- Romero, E., J. Rodas., M. Martín y G. García. 2007. “Experiencias de gestión para la conservación de los humedales de Catazajá y La Libertad, Chiapas, México.” En: VI Simposio Internacional Humedales 2007. Matanzas, Cuba.

- Rzedowski, J. 1979. Los bosques secos y semihúmedos de México con afinidades neotropicales, en Ravinovich and Halffter (eds.), Tópicos de ecología contemporánea, Fondo de Cultura Económica, México. 37-46.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México, Acta Botánica Mexicana. 14:3-21.
- Sánchez-Rojas, G., C. Aguilar-Miguel, y E. Hernández-Cid. 2009. Estudio poblacional y uso de hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque templado de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. Tropical Conservation Science, 2:204-214.
- Sánchez-Rojas, G., S. Gallina y S. Mandujano. 1997. Área de actividad y uso del hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical caducifolio de la costa de Jalisco, México. Acta Zoológica Mexicana. 72:39-54.
- Saunders D. A., R.J. Hobbs, and C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology, 5(1):18-32.
- Schadt, S., E. Revilla, T. Weigand, F. Knauers, P. Kaczensky, U. Breitenmoser, L. Budka, J. Cervený, P. Kouber, T. Huber, C. Stanisa and L. Trepl. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology, 39: 189-203
- Schamberger, M. and I. J. Ó Neil. 1986. Concepts and constraints of habitat-model testing. Pages 5- 10 in J. Verner, M. L. Morrison, and C.J. Ralph, editors. Wildlife 2000. University.

Sears, C.L. 2002. Assessing distribution, habitat suitability, and site occupancy of great gray owls (*Strix nebulosa*) in California. Thesis of Master of Sciences. University of California Davis.

SEDESOL (Secretaria de Desarrollo Social). La Política Social del Gobierno de México: Resultados 1995-2000 y retos futuros, en http://www.sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Resource/1867/1/images/La_Politica_social_del_Gobierno_de_Mexico_1995-2000xxrr.pdf

Sergio, F., L. Marchesi and P. Pedrini. 2004. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography*, 31: 619–628.

Serra-Ortiz, M.A., F. N. González-Saldivar, C. Cantú-Ayala., J. Guevara- González y F. Picón-Rubio. 2008. Evaluación del hábitat disponible para dos especies de cérvidos en el Noroeste de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 12:43-58.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Dirección General de Vida Silvestre. 2010 en, <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/vidasilvestre/Paginas/aprovechamientos.aspx>

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Dirección General de Vida Silvestre. 2010 en, <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/vidasilvestre/Paginas/sistemavs.aspx>

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). Dirección General de Vida Silvestre. 2011 en,

http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/UMAS/Graf_SUMA151011.pdf

Short, H.L. 1986. Habitat suitability index models: white-tailed deer in the Gulf of Mexico and South Atlantic coastal plains. USFWS. Biological Report (82) 47p.

Smith, W.P. 1991. *Odocoileus virginianus*. Mammalian Species 338: 1-3

Stearman, A.M. and K.H. Redford. 1995. Game management and cultural survival: the Yuqui ethnodevelopment project in lowland Bolivia. *Oryx*, 29: 29-34.

Stevens, S.D., D. Page and D.R.C. Prescott. 2008. Habitat suitability index for the Northern Leopard Frog in Alberta: Model derivation and validation. Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Report No. 132, Edmonton, AB. 16pp.

Store, R. and J. Jokimaki. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling*, 169: 1–15.

Svardson, G. 1949. Competition and habitat selection in birds. *Oikos* 1: 57-74

Tellería, J. L. y T. Santos. 1992. Spatiotemporal patterns of egg predation in forest islands: an experimental approach. *Biological Conservation*. 62: 29–33.

Truett, J.C., L.S. Henry and S.C. Williamson. 1994. Ecological impact assessment. Pp.507-622. En: T.A. Bookhout (ed): *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland. U.S.A.

- U.S. Fish and Wildlife Service. 1981. Standards for the development of suitability index models. Ecol. Serv. Man. 103. U.S. Fish and Wildl. Serv., Division of Ecological Services. U.S. Gov. Print. Off., Washington, D.C. 68pp + appendices.
- Verner, J., M.L. Morrison, and C.J. Ralph. 1986. Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. University of Wisconsin, Madison.
- Villareal, G.J. 1999. Venado cola blanca, manejo y aprovechamiento cinegético. Unión Ganadera Regional de Nuevo León, ANGADI, Mexico. 401pp.
- Zarnezke, P.L., T.C. Edwards Jr. and G.G. Moisen, 2007. Habitat classification modeling with incomplete data: pushing the habitat envelope. Ecological Applications, 17(6): 1714-1726).
- Zimmermann, 1780. White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*). Pp 906-926. En: Feldhamer, A. G., B. C. Thompson and J. A. Chapman (ed): Wild Mammals of North America: Biology, Management and Conservation, second edition. USA, Baltimore, Maryland.