

CAPÍTULO 13

EL HÁBITAT: DEFINICIÓN, DIMENSIONES Y ESCALAS DE EVALUACIÓN PARA LA FAUNA SILVESTRE

*Christian Alejandro Delfín-Alfonso,
Sonia A. Gallina-Tessaro y
Carlos Alberto López-González*

INTRODUCCIÓN

EL CONCEPTO DE HÁBITAT: DEFINICIONES Y CONTROVERSIAS

En el área de las ciencias biológicas se conocen al menos cuatro definiciones diferentes de “hábitat”; no obstante, todas presentan en común la referencia espacial y su carácter explícito de que los hábitats son imposibles de definir en el espacio cuando no existe un componente biótico. El concepto de hábitat se convierte en la piedra angular en el manejo de fauna silvestre; es uno de los conceptos más importantes en ecología, particularmente en el manejo de poblaciones animales y es considerado como el más fundamental e incuestionable paradigma en ecología (Krausman 1999, Garshelis 2000, Mitchell 2005).

El concepto de hábitat, ha sido frecuentemente utilizado en ecología animal y del paisaje, su significado se ha vuelto parte polémica de discusiones (Hall et al. 1997, Armstrong 2004) y para algunos es un concepto vago que intenta demostrar alguna relación entre una especie animal y su ambiente (Mitchell y Powell 2003). Una primera definición formal aparece en 1970 en el diccionario de la Lengua Española que define al hábitat como el habitáculo,¹ más tarde la misma

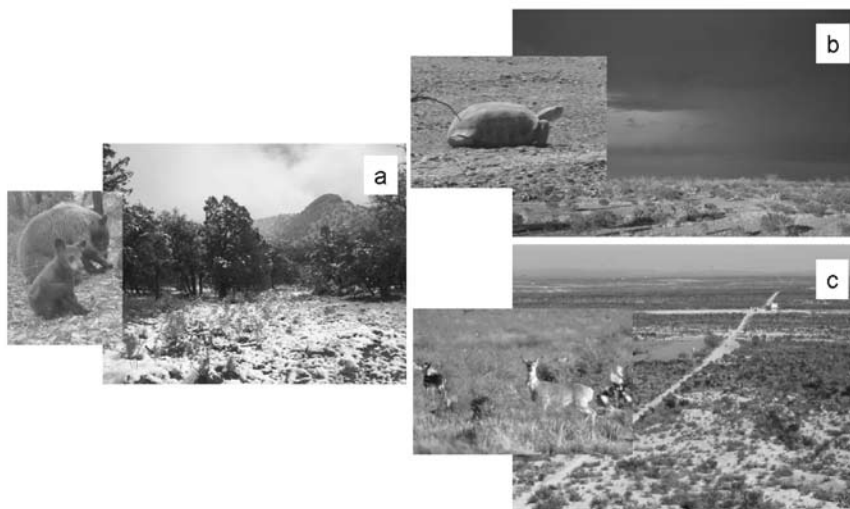
1 Entiéndase habitáculo como sitio o localidad de condiciones apropiadas para que viva una especie animal o vegetal (RAE 2001).

Real Academia de la Lengua Española (RAE 2001) reestructura el término y lo reconoce en materia de ecología como el lugar de condiciones apropiadas para que viva un organismo, especie o comunidad animal o vegetal, más concretamente, es la colección de recursos y condiciones necesarias para su ocupación en un espacio y tiempo dado. Un segundo enfoque lo concibe como un conjunto de características específicas del medio ambiente para los animales terrestres, que es a menudo equiparada a una comunidad de plantas, asociación vegetal, o al tipo de cobertura vegetal (Garshelis 2000); esta definición deja ver entre líneas la aparición de elementos bióticos que son en realidad los componentes imprescindibles del hábitat. Un tercer enfoque sugiere que el hábitat es una comunidad apropiada para un organismo particular, en algún momento de su vida (Morrison *et al.* 1998, Garshelis 2000). Una cuarta aproximación, reconoce al hábitat como el área que ofrece los recursos y condiciones que fomentan la ocupación de una especie (Morrison *et al.* 2008). A partir de aquí, el término empieza a tomar forma.

El hábitat se puede concebir como el espacio que reúne las condiciones y características físicas y biológicas necesarias para la supervivencia y reproducción de una especie, es decir, para que una especie pueda perpetuar su presencia (Trefethen 1964, Hall *et al.* 1997, Storch 2003), quedando descrito por los rasgos que lo definen ecológicamente y deja ver de manera explícita la dimensión espacial (Delfín-Alfonso *et al.* 2009). Aquí es donde cobra una nueva dimensión el hábitat, la escala espacial y deja ver los elementos bióticos y abióticos que pueden ser apreciados conceptualmente.

Existen otras declaraciones acerca de la definición del término, por ejemplo, Mitchell (2005) define al hábitat como un espacio, donde el arreglo estructural y la condición física del entorno permiten que un organismo o un grupo de organismos, encuentren las condiciones fundamentales para su población. Es con esto posible que veamos que todas las definiciones se basan en gran medida de la presunción de algún tipo de relación entre el tamaño de la población (abundancia de especies) y el área física en que el organismo existe, y esta área conocida como hábitat define los límites de abundancia de los organismos en el medio, considerándose como hábitats específico. Bajo esta premisa (de especificidad), el hábitat puede ser considerado para cada especie y depende de la preferencia de los organismos hacia características particulares de su entorno (Morrison *et al.* 1998, Garshelis 2000, Storch 2003, Álvarez 2004). Estas relaciones pueden ser intuitivas pero en muchos casos llegan a ser observables (Fig. 1).

Figura 13.1. Modelos conceptuales de hábitat de tres vertebrados que muestran la especificidad o afinidad paisajística a determinadas características: a) oso negro americano (*Ursus americanus*) en los bosques templados de la Sierra Madre Occidental en Sonora, b) La tortuga del Bolsón (*Gopherus flavomarginatus*) endémica del Desierto Chihuahuense en la RB Mapimí (Durango y Chihuahua) y c) venado cola blanca texano (*Odocoileus virginianus texanus*) en Nuevo León en el Noreste de México (fotos: a) Nalleli Lara Díaz, b) Carlos López González, c) Sonia Gallina).



En los últimos 50 años, el desarrollo de la teoría ecológica, incorporó una dimensión ambiental más al concepto de hábitat, introduciendo como parte fundamental de la definición a los factores abióticos. En este sentido, se describe al hábitat, como “...la suma total de los factores del medio ambiente que una especie animal requiere para realizar sus funciones de supervivencia y reproducción en un área dada...” (Trefethen 1964, Cooperrider 1986). Por tanto, podemos considerar al hábitat, como el área que proporciona apoyo directo a una especie determinada (una población o a una comunidad), considerando factores bióticos y abióticos (por ejemplo, espacio físico, calidad del aire, del agua, asociaciones vegetales, alimento, cobertura de protección, suelo, orografía del terreno, entre otras). Esta última definición es probablemente la de mayor tendencia a ser utilizada, es biológicamente más relevante que las anteriores ya que incorpora una relación de dependencia y su elemento espacio-temporal. A partir de aquí, podemos decir que el concepto ha evolucionado y tomado más forma y sentido, poniendo sobre

la mesa el deslinde de la estricta presencia de la especie para limitar este espacio (hábitat), por el mismo hecho de que lo delimita en términos de requerimientos ambientales para la especie en cuestión. Dicho esto, pareciera que el hábitat, o espacio que carga con la responsabilidad de cumplir con las condiciones adecuadas para una especie, no es determinante de la presencia explícita de la especie, bajo esta premisa, la separación que se da nos lleva a dos vertientes dentro del concepto: hábitat real y hábitat potencial. El primer concepto es simple, se refiere a la presencia de la especie en un espacio, pero la segunda, implica que, existe la posibilidad de que un área donde no está presente una especie, potencialmente pueda constituir hábitat para ella, pero simplemente por factores históricos, demográficos o biogeográficos, este espacio no ha sido accesible para ella. El concepto de hábitat potencial es aplicable no sólo a especies que artificialmente colonizan nuevas áreas, sino que existen muchos casos en que las especies extienden sus áreas de distribución naturalmente (N.R.C. 1982, Cooperrider 1986) y puede llegar a crear confusión con el de nicho ecológico de Hutchinson (1957).

El hábitat suele ser específico para cada especie (independientemente de su definición como término en hábitat real o potencial), y depende de la preferencia de los organismos a características particulares de su entorno, puede ser compartido por una o varias especies, y es caracterizado por cierta uniformidad de las condiciones bióticas y abióticas (biocenosis), esta afirmación tácita ha sido respaldada por diversos autores como Morrison *et al.* (1998), Garshelis (2000), Storch (2003) y Álvarez (2004) entre otros, por tanto resulta imperante homogeneizar el uso del término y llegar a un acuerdo (ver Hall *et al.* 1997 para más detalle), aún cuando la tendencia del mismo sea un problema de percepción.

EL HÁBITAT Y SUS ESCALAS DE MEDICIÓN

El interés de los ecólogos y manejadores de vida silvestre hacia el efecto de la escala ha aumentado notablemente en sus trabajos de investigación en los últimos tiempos. Antes de la década de los 80's, en pocos trabajos de investigación se mencionaba la escala del estudio, no obstante, a mediados de esa década incrementaron las publicaciones que tomaron en cuenta los problemas de la escala en cuanto a estudios de hábitat de vida silvestre y a la ecología de comunidades (Schneider 2009, Cueto 2006). Este problema ya había sido advertido por Hutchinson (1965), diciendo que los fenómenos en la naturaleza, (que para él

eran como actos de su teatro ecológico), había que verlos en la escala adecuada, ó lo que es mejor, “depende del cristal con el que se mire”.

A partir de la década de los 80's a la fecha, una corriente de pensadores en ecología espacial y biogeografía, han expresado una preocupación por el efecto de la escala (por ejemplo, Dayton y Tegner 1984, Wiens 1989, Fahrig 1992, Schneider 2001, Bisonette 2003, Estrada–Peña 2003). En la actualidad, con el desarrollo de modernas herramientas, digamos que la escala se está convirtiendo rápidamente en una nueva moda ecológica, al grado de que revisiones generadas acerca del uso de la escala espacial en estudios de ecología, ponen en evidencia el posible mal uso de una escala definida (Kareiva y Anderson 1988). Esto provoca que las extrapolaciones no sean válidas, ya que a diferentes escalas, las relaciones con los factores ambientales cambian; además de que las decisiones en cuanto a manejo pueden ser erróneas y traer consecuencias graves (Peterson y Parker 1998, Krausman 1999, Guisan y Zimmerman 2000).

El problema más grave detectado en el tema de la escala, es *¿que entendemos por escala en ecología espacial y manejo de vida silvestre?* Al igual que otros muchos términos en ecología, la escala ha sido erróneamente utilizada, al grado de llegar a confundir el término con “nivel” o viceversa. En ecología, los distintos significados y términos a menudo se utilizan para transmitir similares conceptos y puede no ser entendido de la misma forma en las distintas disciplinas (MacArthur y Levins 1964; Forman y Gordon 1986, Wiens 1989, Norton y Lord 1990). En concreto, el concepto técnico de escala tiene muchos significados en la ciencia (Schneider 2001), pero su utilización por los ecólogos (de poblaciones y comunidades) y manejadores de vida silvestre, es atribuido a *cualquier resolución o medida, ya sea como la percibe el animal o según lo definido por el método de estudio* (Wiens 1989, Krausman 1999, Morrison y Hall 2002, Morrison et al. 2008). En este sentido, es común encontrar estudios en ecología y manejo de recursos, que la escala utilizada tiene que ver con algún nivel jerárquico de organización biológica (ver Noss 1990 para más detalle).

El utilizar algún nivel de organización jerárquica de la biodiversidad, como escala de estudio, puede traer complicaciones, sin embargo no esta del todo mal, pero el investigador deberá tomar en cuenta la variabilidad del sistema o de las especies en el tiempo y espacio. *Sensu stricto*, con escala, algunos autores se refieren a *las dimensiones espacio–temporales de los procesos o fenómenos que se observan en el medio natural* (Wiens 1989, Bissonette 2003, Cueto 2006, García 2006), esta definición deja implícita la utilización de unidades de

medición en espacio y tiempo y al parecer, solo es posible hablar de escala en la evaluación de hábitat, cuando se es capaz de asignar o identificar las dimensiones y unidades de medición de nuestro objeto de estudio (Wiens 1989, Cueto 2006).

Una vez definido el término, es imprescindible dejar en claro que la utilización del mismo debe ser de forma homogénea en los tratados donde el tema central sea la escala. Por tanto, entenderemos a la escala de medición de hábitat, como *la resolución* (densidad del grano del objeto de estudio) *espacio – temporal correspondiente, que se debe emplear para medir o estudiar un proceso o sistema ecológico* (Norton y Lord 1990, Wu y Qi 2000, García 2006). Existen en materia de ecología muchos documentos que tratan de explicar el problema de la escala espacial y sus efectos, no obstante, pocos son los que tratan el problema de escala y definen categorías y superficies de estudio y clasificación. De primera instancia, existen cuatro categorías de escala utilizadas como punto de referencia para regionalizaciones biogeográficas, que no pueden pasar desapercibidas aun cuando para nuestro objeto de estudio no sean las adecuadas; éstas fueron bosquejadas por Huggett (1998) y descritas más tarde por Greene *et al.* (1999) para ser aplicadas en ecología marina. Van desde pequeños (micro), a través de mediana escala (mesohábitats), gran escala (macrohábitats) y muy grande (megahábitats) (Cuadro 1).

Estas escalas no son del todo aplicables cuando se trabaja en manejo de vida silvestre (particularmente de especies terrestres continentales). Krausman (1999) al respecto argumenta que las escalas de macrohábitat y microhábitat son las más comúnmente utilizadas y se refieren a una escala de paisaje en el que un estudio se está llevando a cabo para un animal en un tipo de hábitat determi-

CUADRO 13.1. CLASIFICACIÓN DE LA ESCALA DE UNIDADES BIOGEOGRÁFICAS SEGÚN HUGGETT (1998) QUE PUEDEN SERVIR PARA EVALUAR EL HÁBITAT DE LA FAUNA.

Escala	Superficie (terrestre)	Análogo
Microhábitat	cm ² a m ²	Elemento del paisaje
Mesohábitat	< 10 000 km ²	Unidad de paisaje o ecosistemas
Macrohábitat	10 000 – 1 000 000 km ²	Región
Megahábitat	> 1 000 000 km ²	Provincias biogeográficas o continentes

nado. En general, se refiere a los macrohábitats en escala de paisaje, tales como características serales, etapas o zonas de asociaciones específicas de la vegetación (Block y Brennan 1993); en cambio el microhábitat normalmente se refiere a las características del hábitat en una escala fina.

Por otro lado, para los ecólogos de paisaje como Wu y Hobbs (2002) y Steinhardt y Volk (2003), es de suma importancia reconocer que los efectos de escala y como determinar la escala adecuada para hacer frente a determinados patrones y procesos a través de paisajes heterogéneos, y consideramos que más aun en manejo de vida silvestre. Al respecto, Makhdoum (2008) hace una revisión y comparación de las diferentes escalas en ecología del paisaje y aglutina diversas clasificaciones que pueden servir para poder elegir la escala de evaluación y manejo del hábitat para la fauna silvestre.

En este sentido, Johnson (1980) reconoció la naturaleza jerárquica de las escalas de medición del hábitat, dada por la selección, preferencia y disponibilidad de los recursos que las especies manifiestan y resume cuatro procesos de selección de escala de hábitat (para más detalles véase Johnson 1980) que van desde los componentes del hábitat utilizados por las especies hasta la biogeografía o distribución de una especie). La comprensión de los niveles puede tener profunda influencia sobre el manejo de una especie y se encuentran en congruencia con lo descrito por Greene *et al.* (1999) para ecología marina [ver los trabajos realizado por Etchberger y Krausman (1999) o Coulon *et al.* (2004) entre otros muchos textos para ilustrar esta clasificación de hábitat en cuanto a escala].

En materia de manejo de vida silvestre (particularmente de fauna terrestre), la selección adecuada de la escala de evaluación del hábitat, dependerá explícitamente del arreglo espacio-temporal de los elementos que lo conforman, y estos son consecuencia de la localización geográfica de cada área, del grado de perturbación, de su extensión, de la topografía del terreno y factores históricos del uso del suelo (Delfín-Alfonso y Gallina 2007). Dicho esto, sabemos que las especies responden de manera diferencial en su entorno a múltiples escalas espaciales y temporales; mientras que para algunas especies una sola escala puede ser apropiada para el estudio de su hábitat, otras especies deben ser estudiadas en múltiples escalas (Morrison *et al.* 2008); ya que la preferencia y uso del hábitat por parte de los organismos, se da en una variedad de escalas diferentes (Cumming 2002, Wu y Loucks 1995, Storch 2003, Johnson *et al.* 2004), generando hábitats complejos donde se manifiestan las características o variables adecuadas para una especie, es decir utiliza diferencialmente unidades de paisaje que varían en tiempo y espacio; sin em-

bargo, la aplicabilidad del concepto hábitat (como se menciona con anterioridad), depende de la escala (en varios sentidos o enfoques: escala ecológica, de análisis y de muestreo) de medición de las características o atributos.

Las características, atributos o elementos del hábitat, están contenidas en varias unidades de hábitats en una región geofísica particular denominada como *paisaje* (o matriz paisajística). Estas regiones pueden reunir y ofrecer una variedad de unidades de vegetación en combinación con aspectos físicos del terreno (o hábitats) que juntos pueden ser utilizados con mayor eficiencia por una especie (Morrison *et al.* 2008). Todos los paisajes se componen de un conjunto de elementos universales, estos son las teselas (parches o fragmentos), los corredores y la matriz (Aguilera 2010).

Los paisajes integran todos los factores a través de una escala geográfica extensa, en donde se incluyen las múltiples combinaciones de factores bióticos y abióticos y su variación espacio-temporal (Morrison *et al.* 1998, Borosky *et al.* 1996, Van Deelen *et al.* 1997). En esta idea prevalece el punto de vista que identifica paisaje con territorio, es decir espacio físico, objeto de planificación, con una gama de contenidos naturales y artificiales y en el que pueden encontrarse distintos tipos de ecosistemas (Vélez y Gómez Sal 2008).

La escala de paisaje sería la más adecuada por dos razones: la primera que tiene que ver explícitamente con el desarrollo de nuevas herramientas para poder tener un amplio panorama de medición a múltiples escalas espacio – temporales y, la segunda no menos importante es que dentro de las unidades de paisaje es posible tener la fotografía completa de la heterogeneidad estructural y funcional de unidades de medición en tiempo y espacio; tal y como lo describen Turner *et al.* (2001) al aceptar que los paisajes son unidades heterogéneas que pueden llegar a contener al menos uno de los factores de interés; de hecho, son pocos los paisajes que no son heterogéneos o irregulares para algún factor de interés en algún escala espacial.

En cuanto a la escala temporal, no queda mucho que decir; al respecto, los investigadores y manejadores deben ser claros y expeditos al especificar la temporalidad de los estudios; ya que es posible que ignoremos las variaciones en el tiempo de los sistemas ecológicos. Por el contrario, los investigadores comúnmente muestrean a través de cortos periodos de tiempo (es decir, años, temporadas de verano o en invierno, secas y lluvias) y luego utilizan los valores promedio para las variables a través de los períodos, lo que potencialmente enmascara las diferencias en el uso de los recursos por parte de las especies.

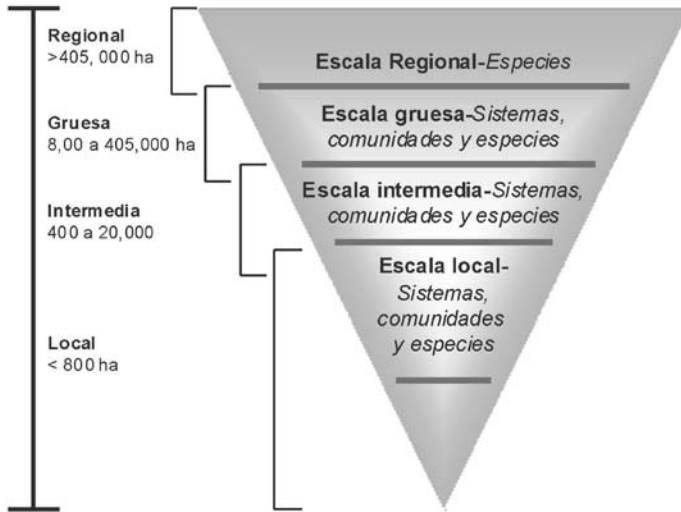
Es imprescindible mencionar que la escala temporal, está condicionada a los cambios en los requerimientos específicos de las especies, es decir, a los cambios que se dan en los individuos por sus variaciones de estados fisiológicos (por ejemplo, reproducción, crianza, juveniles, adultos). En primer lugar, aunque varios autores han recomendado que los estudios de hábitat y sus relaciones con la fauna silvestre, sean evaluados a escalas espaciales y temporales adecuadas (Block y Brennan 1993, Litvaitis *et al.* 1994), esto todavía no sucede. Los investigadores deben reconocer que la percepción de la vida silvestre, es totalmente diferentes en diversas escalas, un ejemplo de esto lo describió Johnson (1980) en sus niveles de selección de hábitat.

Evidentemente, por todas las razones expuestas con anterioridad, los paisajes suelen ser una de las mejores opciones seleccionadas para la evaluación del hábitat de las especies, ya que suelen contener las relaciones integrales entre los componentes de los sistemas y subsistemas ecológicos, y pueden ser medidos en múltiples escalas espaciales y temporales; por tanto estas unidades de paisaje varían en el tiempo y espacio, mostrando patrones y escalas que son necesarias vincular con los procesos o fenómenos que envuelven a las especies.

La funcionalidad de los paisajes depende de la escala de medición, es decir, muestra características de escala – dependencia como las poblaciones. En este sentido, es importante mencionar que la medición del hábitat a escala de paisaje trata de analizar los datos en escala de grados múltiples para encontrar la concordancia con algunas de las variables de respuesta (Gergel y Turner 2002). A estas unidades paisajísticas, se les ha denominado como “*paisajes funcionales*” (Poiani y Richter 1999, Poiani *et al.* 2000) y es hasta hoy día, una de las mejores clasificaciones de escalas para evaluación de la biodiversidad y por ende del hábitat para la fauna silvestre. Esta clasificación depende del objeto de estudio o de conservación y ha sido el marco conceptual de The Nature Conservancy (TNC) para su actuación. La Figura 2 ilustra cuatro escalas geográficas que dependen del objeto de conservación y que engloban al mismo tiempo los niveles de organización biológica propuesto por Noss (1990).

Esta clasificación de escala, es una propuesta para poder ser utilizada en manejo de vida silvestre para conservación y aprovechamiento, ya que en estas escalas se contiene a los diversos niveles de organización biológica y por tanto es posible tener una mayor representatividad de las múltiples variables a medir en la evaluación del hábitat.

Figura 13.2. Un ejemplo de escalas geográficas propuestas por Poiani y Richter (1999) para TNC que pueden servir para seleccionar la escala adecuada de evaluación del hábitat dependiendo del objeto de estudio.



EL HÁBITAT: CARACTERIZACIÓN Y EVALUACIÓN

La clasificación y evaluación de los dos tipos de factores reunidos (bióticos y abióticos) en las unidades de paisaje, son una medida muy precisa para conocer la potencialidad de cada unidad de hábitat para el mantenimiento de una especie a largo plazo, y nos proporciona un panorama claro para el establecimiento de áreas que puedan ser potencialmente aprovechadas de manera sustentable (Borosky *et al.* 1996, Hansen 1980, Van Deelen *et al.* 1997). Sin embargo, ¿como sabemos si una unidad de paisaje es adecuada o no para una especie en particular? La respuesta parece ser sencilla, veamos. En primera instancia, se debe realizar una evaluación (cualitativa y cuantitativa) y caracterización de los atributos del hábitat; este procedimiento es el más importante con fines de planificación y gestión del manejo de la fauna silvestre, sin embargo no existen métodos y técnicas exclusivos para este fin. Los métodos y técnicas utilizadas para la caracterización y evaluación del hábitat son muchos, al grado de decir que cada vez se genera más conocimiento y herramientas novedosas que sirven para desarrollar otras formas de medir al hábitat.

Tradicionalmente, las formas de evaluar y caracterizar el hábitat de las especies se han fundamentado en la asociación entre la presencia de especies y la composición y estructura de la vegetación en el espacio que ocupan. No obstante, la distribución de los animales responde a los patrones del paisaje que les rodea; por tanto, una forma de describir el hábitat es evaluando las unidades de paisaje, su estructura, composición y el subconjunto de elementos físicos que lo integran, ya que los organismos responden a su entorno en múltiples escalas espaciales y temporales, y organismos diferentes responden de manera diferente al mismo ambiente.

Las evaluaciones del hábitat y su importancia (es decir, la evaluación de la calidad del hábitat), se basan en la presunción de que las preferencias y, por tanto, la selección, están vinculados a la aptitud de las especies (supervivencia y reproducción) y de preferencia que puede deducirse de las pautas observadas de uso. Como primer paso, es necesario que el evaluador conozca los requerimientos mínimos de hábitat que la especie necesita, se debe tener especial cuidado en esta fase, debido a que es ahí donde el investigador o manejador decide de forma directa y selecciona las variables o atributos del hábitat que tenderán a ser evaluados. Un ejemplo de ello lo proporciona Hansen (1980) que divide los atributos en físicos y bióticos al evaluar el hábitat del borrego cimarrón, toma en cuenta variables del hábitat como orografía del terreno, pendiente de las laderas, temperatura, cobertura de la vegetación, entre otras. Otros autores aseveran que en un primer paso a la caracterización y evaluación del hábitat, se debe tener en cuenta los requerimientos bióticos y abióticos mínimos que necesita una especie (por ejemplo, Cooperrider 1986, Álvarez *et al.* 2004, Morrison *et al.* 2008). Esto quiere explícitamente decir, que el investigador debe identificar que atributos del hábitat evaluar, en relación a la especie de interés, a para poder llevar a cabo su investigación; y de eso dependería que técnicas o métodos se utilizaran y en que escala espacio – temporal.

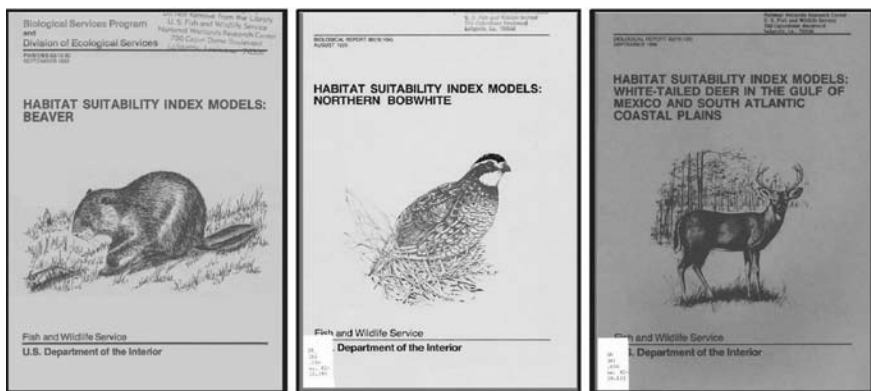
Otra forma de caracterizar el hábitat es con la utilización herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) a una escala de paisaje y existen numerosos ejemplos de ello, esta forma de evaluación consiste en establecer una interrelación de información de distintas escalas espacio–temporales, combinando métodos de percepción remota (teledetección, fotografía aérea, imágenes de satélite) con la obtención en el campo de datos biogeográficos (por ejemplo, Jensen *et al.* 1992, Crosby 1994, Dettmers y Bart 1999, Oindo *et al.* 2000, Coops y Catling 2002, Cumming y Vernier 2002, Fabricius *et al.* 2002, Milson *et al.* 2000, Atkinson *et al.*

2004, sólo por mencionar algunos). El uso del SIG, ayuda a establecer relaciones bio-físicas entre las especies y el espacio que les rodea, nos permite medir una posible conjugación de aspectos físicos y biológicos, permite predecir y modelar condiciones aún inexistentes, pero que con el efecto del impacto humano sobre el ambiente, es posible que afecten la calidad del hábitat, con lo cual permite definir zonas prioritarias para conservación, conectividad de los paisajes y su posible fragmentación.

Dentro de la gran gama de formas, técnicas y métodos para caracterizar y evaluar el hábitat de las especies, están los Índices de Idoneidad o de Hábitat Adecuado (HSI, por las siglas en inglés de *Habitat Suitability Index*); esta forma de evaluación tal vez es la más utilizada en la actualidad, fue desarrollada por el U.S. Fish and Wildlife Service (1991), se ha ido afinando con el tiempo por otros autores y se conocen alrededor de 180 HSI (Fig. 3) para vertebrados como venados, ardillas, codornices, guajolotes, oso negro, peces, algunos reptiles y se encuentran albergados en el web de la USGS (<http://www.nwrc.usgs.gov/wdb/pub/hsi/hslindex.htm>).

Larson *et al.* (2003) crearon una aplicación en SIG, basada en modelos de HSI para doce especies de vertebrados terrestres en el sur de Missouri. La aplicación ayuda a evaluar la calidad del hábitat para una especie a escala de paisaje e incluye atributos mínimos como los efectos de borde, área del parche, la distancia a los recursos y la composición del hábitat; la aplicación puede ser descargada de forma gratuita en el web del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (<http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/1865/>).

Figura 13.3. Muestra de algunos HSI publicados por el Servicio de Pesca y Vida silvestre de los Estados Unidos.



El método de evaluación del *HSI* es muy sencillo y en muchos casos depende de la experiencia y conocimiento del evaluador acerca de la especie. El método consiste en otorgar puntuaciones o calificaciones (normalmente van de 0 a 1 o de 0 a 100) a la importancia relativa de las distintas unidades ecológicas (sus variables y atributos mínimos para una especie) para la vida silvestre. Las calificaciones reflejan el potencial de un hábitat en apoyo de una determinada especie, mediante la comparación de lo disponible para esa especie y se identifica como una situación de idoneidad; el método es sencillo no obstante depende de la experiencia del evaluador y sus colaboradores. Este método en conjunción con datos que representan la distribución espacial de las variables, pueden usarse para generar mapas de calidad de hábitat (por ejemplo, Rogers y Allen 1987, Merrill et al. 1999, Segura 1998, Store y Jokimaki 2003, Johnson y Gilligham 2005).

Ejemplo de un modelo para evaluar el hábitat de una especie a escala de paisaje

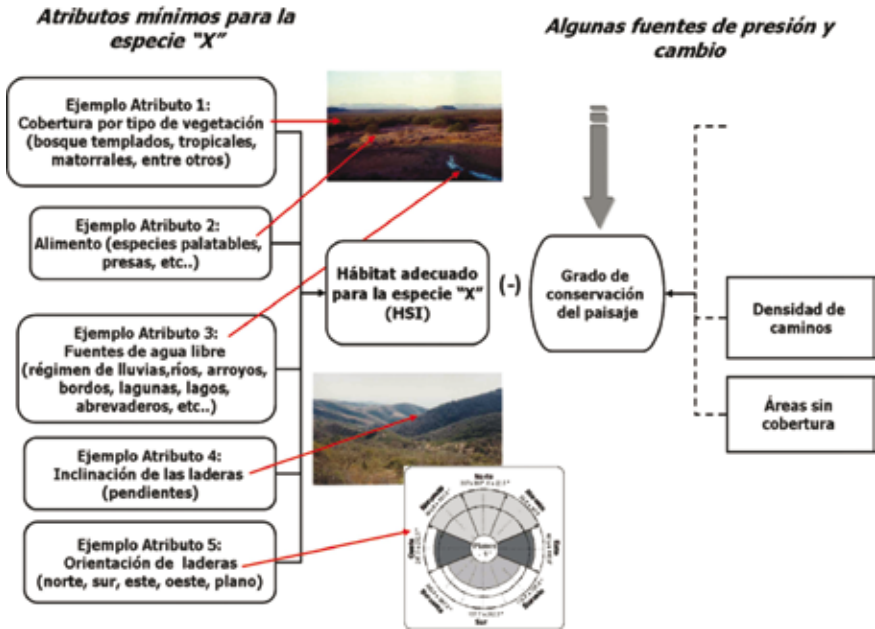
Para generar un *HSI* para de una especie en particular, primero el evaluador genera un modelo conceptual donde ve reflejada las variables o atributos que conforman el hábitat de la especie X y toma en cuenta fuentes de presión (naturales o artificiales) presentes en las unidades de paisaje. Los modelos conceptuales de evaluación de hábitat deben estar basados en:

- Experiencia del evaluador
- Objetivo de la evaluación
- Conocimiento profundo de la biología y ecología de la especie
- Escala de evaluación (espacial y temporal)

El modelo conceptual de hábitat puede incluir tantas variables como el evaluador pueda medir, y que considere reflejen los atributos mínimos indispensables para asegurar la permanencia de la especie, siguiendo la metodología usada por. El modelo conceptual supone que *“la existencia mínima de los atributos puede asegurar la sobrevivencia de la especie en una unidad de paisaje, y la presencia y ausencia de alguno de los atributos, definen la probabilidad de su existencia”* (Fig. 4).

No obstante, existen fuentes de presión (por ejemplo, carreteras, localidades urbanas, densidad poblacional humana, expansión de la frontera agropecuaria,

Figura 13.4. Modelo conceptual generalizado de evaluación de hábitat para una especie (tomado y modificado de Delfín–Alfonso *et al.* 2009).



entre otras) que afectan la presencia y la calidad de los atributos y su variación en el espacio y tiempo. Las fuentes de presión que supone el modelo generan, en conjunto con las características bióticas y abióticas del medio, heterogeneidad en el paisaje y por ende afectan la calidad del hábitat, y están estrechamente relacionadas con la fisiología y ecología de la especie (Delfín–Alfonso *et al.* 2009).

Posteriormente, el evaluador o grupo de evaluadores (es mejor el consenso), asignan valores de calidad que supone el modelo, escalados entre 0 y 1 (0= hábitat inadecuado y ~1= hábitat adecuado). A cada atributo, se le asigna un valor ponderado de importancia que se calcula por medio de un Índice de Importancia del Atributo (*IIA*). El primer paso es asignarle un Valor de Importancia (*VIC*) tomando en consideración su relevancia para la especie, el mayor valor asignado significa el de mayor importancia. Posteriormente, se calcula el *IIA*, dividiendo el *VIC* asignado entre “*n*” clases del atributo (Cuadro 2), y normalizado a 1 con el valor más alto que resulte. Los valores deben estar en la escala del 0 a 1, donde 1 significa el índice más alto de importancia, clasificándolo como un atributo de “alta calidad” y el valor más bajo como de “baja calidad” e “inapropiado”.

CUADRO 13.2. ASIGNACIÓN DEL VIC Y CÁLCULO DEL IIA PARA CADA ATRIBUTO (TOMADO DE DELFÍN-ALFONSO ET AL. 2009).

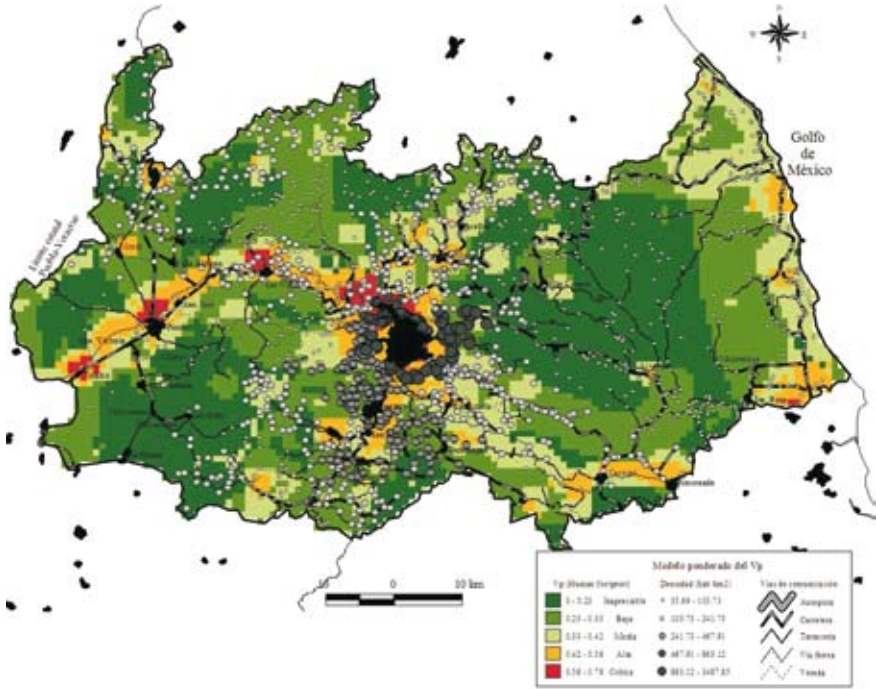
Atributo	Intervalos	VIC	Clases del atributo	IIA	Calidad del atributo
Pendiente (%)	0–9 ° (0–15.84 %)	3	4	1	Alta
	9.01–13.5 ° (15.86 a 24.01 %)	2		0.67	Media
	13.6–22.5 ° (24.19 a 41.42%)	1		0.33	Baja
	> 22.5° (> 100%)	0		0	Inapropiada
Orientación de la ladera	N, NW, NE	3	3	1	Alta
	Planos	2		0.67	Media
	S, SW, SE	1		0.33	Baja
Cobertura de protección termal	Densa	3	4	1	Alta
	Media	2		0.67	Media
	Baja	1		0.33	Baja
	Sin cobertura aparente	0		0	Inapropiada
Fuentes de agua	Perenne	3	3	1	Alta
	Intermitente	2		0.67	Media
	Sin agua	1		0.33	Baja

Un ejemplo de esto se puede ver en el Cuadro 2 generado para evaluar el hábitat del venado cola blanca en el centro de Veracruz, México (ver a detalle en Delfín–Alfonso *et al.* 2009).

Para cada atributo se generan modelos espacialmente explícitos con los valores de IIA (Cuadro 2), al respecto, recomendamos que se generen *de facto* los modelos espaciales con datos colectados en campo y la ayuda del SIG y con la mejor resolución espacial posible, en este caso, de ejemplo se utilizó una resolución de 0.00833 grados de pixel (~ 1 km²) en formato raster. En algunos casos, es posible que no se cuente con datos suficientes de campo, al respecto, se recomienda que el evaluador utilice los datos disponibles en diversas fuentes de datos espaciales (por ejemplo, Inventario Nacional Forestal Series 2 y 3 de CONAFOR, datos de cobertura de vegetación del GLCF, datos del HYDRO1k Elevation Derivative Database del USGS, entre otras fuentes, Fig. 5).

Recordemos que las unidades de paisaje, están compuestas por diversos elementos, bióticos y abióticos, en cuyo caso, para efectos de un es importante

Figura 13.5. Modelo de la Huella Humana del LWP (2002), que se puede utilizar como fuente de presión para medir el grado de conservación del paisaje (el ejemplo ilustra la densidad poblacional de la zona centro de Veracruz, México, tomado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).



considerar como elementos del paisajes a las fuentes de presión que ejercen coacción sobre el hábitat de las especies. Para efectos del modelo es recomendable incluir un “valor de presión” (VP) ejercido por las actividades antropogénicas, para lo cual se puede utilizar el modelo de la Huella Humana (Human footprints, LWP 2002), las carreteras, las poblaciones, mapas de parcelas agrícolas, entre otras fuentes (Fig. 4).

El VP es un valor cualitativo asignado y va de 0 (hábitat conservado) a ~1 (hábitat no conservado). Finalmente, al modelo estático del HSI se le resta el Vp y el modelo de salida es dividido entre el número de variables o atributos (a_n). El modelo resultante final proporciona valores de entre 0 y 1, mismos que expresan el HSI de acuerdo a la ecuación 1:

$$HSI_e = \left[\frac{(a_1 + a_2 + a_3 + 2a_4)}{\sum a_n} \right] - Vp \quad \text{Ecuación 1}$$

donde *HSI* es el índice de calidad del hábitat en el tiempo cero (t_0) (modelo estático), a_1 es la orientación de las laderas con respecto del norte magnético (0 a 359°), a_2 es la inclinación de la ladera (pendientes 0 a 45° de inclinación o más), a_3 es la presencia de fuentes de agua (intermitentes o perennes), a_4 es la cobertura de la vegetación y *VP* es el grado de conservación del paisaje o de las unidades muestrales.

En este ejemplo, el atributo cobertura (a_4), es ponderado al multiplicarlo por 2, debido a que se considera de suma importancia para la fauna (por ejemplo, cobertura de protección termal para crías de venados). La clasificación del hábitat se agrupa en intervalos de valores y se etiqueta según el valor resultante en cuatro categorías (Inapropiada 0 a 0.25, Baja 0.26 a 0.46, Media 0.47 a 0.67 y Alta 0.68 a ~ 1). El mapa final es el modelo estático de calidad de hábitat (HSI_e).

Para espacializar las variables del modelo propuesto (Apéndice 1), recomendamos utilizar el SIG que puede ser Arc View o Arc GIS de ESRI (www.esri.com) o cualquier otro como manejador de bases de datos geográficas como gvSIG (<http://www.gvsig.org/web>), DIVA-GIS (www.diva-gis.org), Map Maker (www.mapmaker.com), BioMapper (<http://www2.unil.ch/biomapper/>), Global Mapper (<http://www.globalmapper.com/>), GRASS-GIS (<http://grass.fbk.eu/>), SPRING (<http://www.dpi.inpe.br/spring/english/>), muchos de distribución gratuita, mismos que incluyen herramientas para sobreposición de capas para espacializar el HSI (Fig. 6).

Por último, una vez que se tienen espacializados los atributos, es decir, capa o mapa (*layer*) por cada variable, preferentemente en formato raster, se utilizan herramientas de cálculo muy sencillas en el SIG, como es el caso de la herramienta *Map Calculador* para Arc View 3.2, misma que ayuda a calcular paso a paso la Ecuación anterior (Fig. 7).

Finalmente, se muestra un ejemplo del *HSI* calculado para evaluar el hábitat de venado cola blanca en el Centro de Veracruz, México. En este modelo se muestran los valores de la calidad del hábitat, los valores cercanos a 1 suponen una mejor calidad (Fig. 8).

Al visualizar el resultado final del modelo, se aprecia que existen aún zonas potenciales para el manejo de la especie de forma extensiva, ya que las áreas con

Figura 13.6. Ejemplo de la sobreposición de capas para evaluar el hábitat de la fauna silvestre.

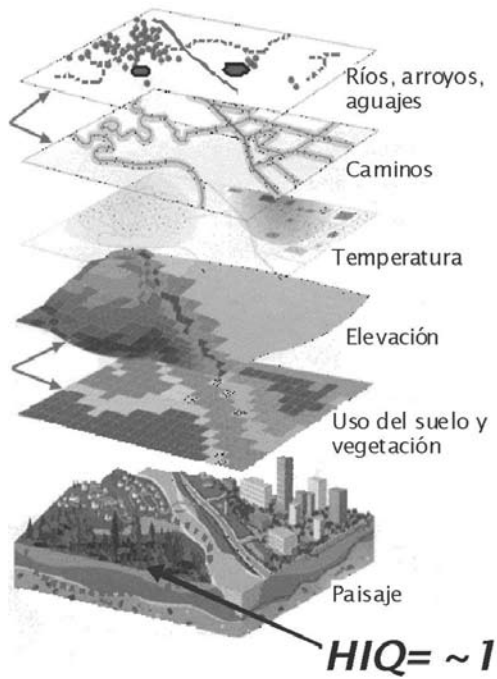
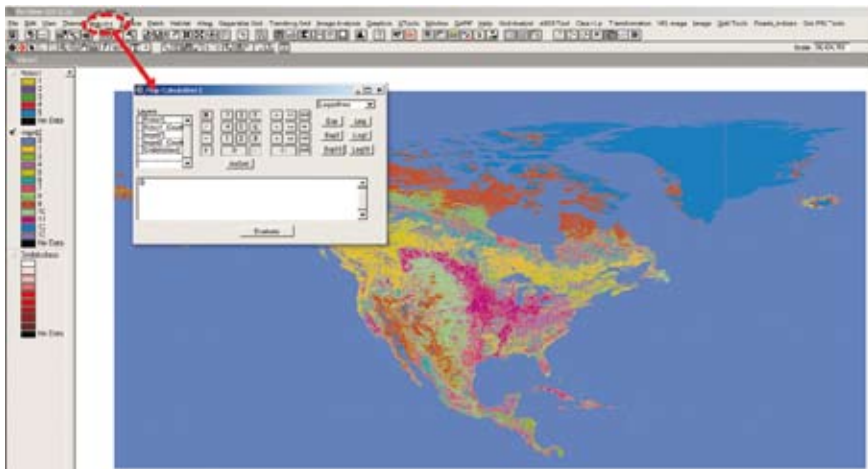


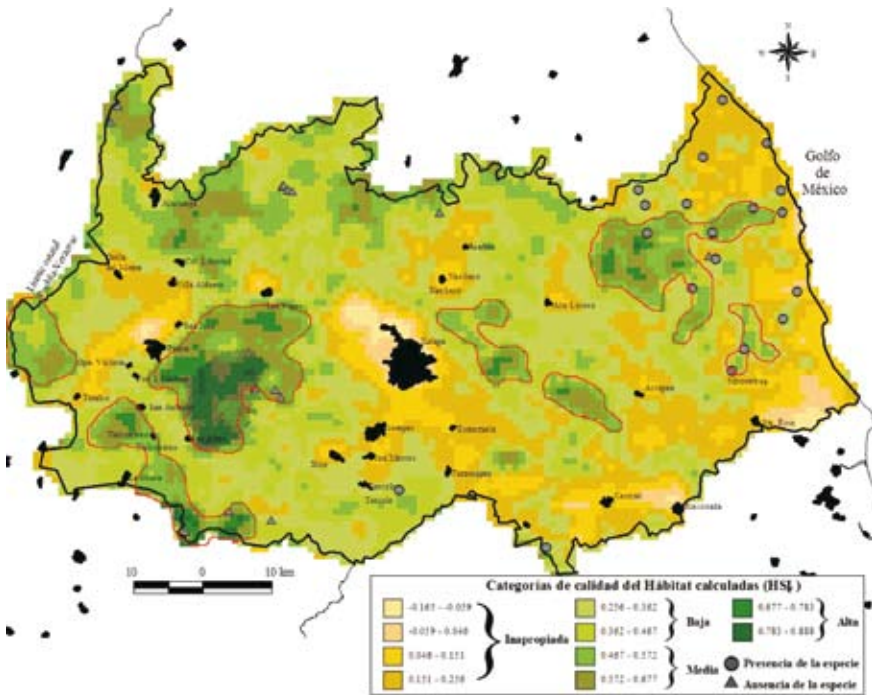
Figura 13.7. Herramienta de Map Calculator en Arc View 3.2 que se utiliza para calcular la ecuación 1.



calidad alta y media del HSI_e , se agrupan en tres grandes áreas, una cercana a la costa, otra más en el centro del área y otra más adentro y en los alrededores del Parque Nacional Cofre de Perote por arriba de los 1 500 msnm (Fig. 8). Estas áreas, son las que se encuentran menos habitadas y con menor densidad humana dentro de la zona de estudio, por tanto presentan un menor V_p , y pueden ser consideradas como áreas aparentemente con buen potencial de manejo para los venados, dada las características que presentan.

Las zonas consideradas de buena calidad presentan principalmente como tipo de vegetación selva baja caducifolia, bosque de encino, bosque de pino–encino y bosque de pino. Estos tipos de vegetación son muy importantes para el venado, las selvas bajas le ofrecen una gran cantidad de recursos alimenticios de alta calidad y protección contra depredadores por su estrato arbóreo (Mandujano

Figura 13.8. Modelo del HSI calculado, donde se muestran las áreas seleccionadas según su amplitud y calidad como potenciales áreas de manejo para la especie (líneas rojas) y los sitios de muestreo.



et al. 2004; López-Téllez et al. 2007). La vegetación de zonas templadas ha sido asociada con mayores abundancias de venado, sobre todo cuando se trata de asociaciones de *Abies-Pinus* y *Quercus-Pinus* (Ortíz-Martínez et al. 2005). Esto también se ve reflejado en la información recabada en campo, donde el mayor número de rastros fue registrado en encinares seguido por las selvas bajas caducifolias.

Sin embargo, debido a la acelerada tasa de transformación a la que está siendo sometida la cubierta vegetal, resulta importante complementar la información obtenida de los mapas de uso de suelo y vegetación con otras fuentes actualizadas. Una de las alternativas es el uso de imágenes satelitales, con las que se puede clasificar el grado de cobertura vegetal utilizando el Índice de Verdor (NDVI). Además, el uso de este tipo de información permite evaluar el cambio en la cubierta vegetal a lo largo del año y relacionarlo con el cambio en los valores de calidad para un hábitat determinado.

La presión antropogénica también mostró un efecto en la categorización de los tipos de calidad de hábitat. Los sitios de mejor calidad y donde se encontraron más rastros, fueron aquellos con densidades poblacionales bajas. Lo cual coincide con lo reportado en otros trabajos donde el cambio en la densidad y distribución del venado mostró estar muy relacionado con el desarrollo urbano.

La ventaja de estos modelos es que permiten desarrollar métodos de verificación en el campo, para su validación, y de ahí poder proponer estrategias que deriven en la conservación, manejo y aprovechamiento de la especie de interés en amplias regiones. En este caso el desarrollo el objetivo fue el de poder proponer unidades de manejo y conservación de la vida silvestre (UMA), donde las poblaciones de venados se encuentren en buen estado, así como su hábitat, o encontrar las áreas donde aún existe hábitat favorable pero que la especie desapareció por presiones de cacería, pero que pueden llegar a repoblarse (como serían los bosques templados de la zona).

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera, F. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía* 30:9–29.
- Álvarez, S. 2004. Uso del hábitat por el borrego cimarrón *Ovis canadensis weemsi* en la Sierra del Mechudo, Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado. Fac. de Ciencias, UNAM, México.

- Armstrong, A.P. 2004. Integrating the metapopulation and habitat paradigmas for understanding broad-scale declines of species. *Conservation Biology* 19:1402–1410.
- Atkinson, A.J., P.C. Trenham, R.N. Fisher, S.A. Hathaway, B.S. Johnson, S.G. Torres, y Y.C. Moore. 2004. *Designing monitoring programs in an adaptive management context for regional multiple species conservation plans*. U.S. Geological Survey Technical Report, USGS Western Ecological Research Center, Sacramento, California.
- Bissonette, J.A. 2003. Linking landscape patterns to biological reality. Pp 15–34. En: Bissonette J.A. e I. Storch (eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Block, W.M. y L.A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. Pp. 35–91. En: Power, D.M. (ed.). *Current Ornithology*, 11, Plenum Press, New York.
- Borosky, B.B., R.H. Barret, I.C. Timossi y J.G. Kie. 1996. Modelling habitat suitability for black-tailed deer (*Odocoileus hemionus columbianus*) in heterogeneous landscape. *Forest Ecology and Management* 88:157–165.
- Cooperrider, A.Y. 1986. Habitat evaluation systems. Pp. 757–776. En: Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd y H.R. Stuart (eds.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U.S. Department of Interior, Bureau of Land Management. Denver, Colorado.
- Coops, N.C. y P.C. Catling. 2002. Prediction of the spatial distribution and relative abundance of ground-dwelling mammals using remote sensing imagery and simulation models. *Landscape Ecology* 17:173–188.
- Coulon, A., J.F. Cosson, J.M. Angibault, B. Cargnelutti, M. Galan, N. Morellet, E. Petit, S. Aulagnier y A.J.M. Hewison. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:2841–2850.
- Crosby, M. 1994. Mapping the distribution of restricted-range birds to identify global conservation priorities. Pp. 145–154. En: Miller, R. (ed.). *Mapping the diversity of nature*. Chapman and Hall, London.
- Cueto, V.R. 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 2:1–13.
- Cumming, G.S. 2002. Comparing climate and vegetation as limiting factors for species ranges of African ticks. *Ecology* 83:255–268.
- Cumming, S. y P. Vernier. 2002. Statistical models of landscape pattern metrics, with applications to regional scale dynamic forest simulation. *Landscape Ecology* 17: 433–444.
- Dayton, P.K. y M.J. Tegner. 1984. The importance of scale in community ecology: a kelp forest example with terrestrial analogs. Pp. 457–481. En: Price, P.W., C.N. Slobodchikoff y

- W.S. Gaud (eds.). *A new ecology. Novel approaches to interactive systems*. John Wiley and Sons, New York.
- Delfín-Alfonso, C. y S. Gallina. 2007. Modelo de evaluación de hábitat para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio en México. Pp.193–202. En: Zunino, M. y A. Melic (Eds.). *Escarabajos, diversidad y conservación biológica. Ensayos en homenaje a Gonzalo Halfetter*. Monografías del 3er. Milenio Vol. 7. Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Delfín-Alfonso, C., S.A. 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. (On line: www.tropicalconservationscience.org).
- Dettmers, R. y J. Bart. 1999. A GIS modeling method applied to predicting forest songbird habitat. *Ecological Applications* 9:152–163.
- Estrada-Peña, A. 2003. The relationships between habitat topology, critical scales of connectivity and tick abundance *Ixodes ricinus* in a heterogeneous landscape in northern Spain. *Ecography* 26:661–671.
- Etchberger, R.C. y P.R. Krausman. 1999. Frequency of birth and lambing sites of a small population of mountain sheep. *The Southwestern Naturalist* 44:354–360.
- Fabricius, C., A. Palmer y M. Burger. 2002. Landscape diversity in a conservation area commercial and communal rangeland in xeric succulent thicket, South Africa. *Landscape Ecology* 17:531–537.
- Fahrig, L. 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41:300–314.
- Forman, R.T. y M. Gordon. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- García, D. 2006. La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas* 15:7–17.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pp. 111–164. En: Boitani, L. y T.K. Fuller (eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York.
- Gergel, S.E. y M. Turner. 2002. *Learning landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.
- Greene, H.G., M.M. Yoklavich, R.M. Starr, V.M. O'Connell, W.W. Wakefield, J.E. Sullivan, J.E.J. McRea y G.M. Gailliet. 1999. A classification scheme for deep seafloor habitats. *Oceanologica Acta* 22:663–678.
- Guisan, A. y N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.

- Hall, L.S., P.R. Krausman y M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173–182.
- Hansen, C.G. 1980. Habitat Evaluation. Pp. 320–335. En: Monson, G y L. Summer (eds.). *The Desert Bighorn: its life history, ecology and management*. The University of Arizona Press.
- Huggett, R.J. 1998. *Fundamentals of biogeography*. Routledge, London.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415–427.
- Hutchinson, G.E. 1965. *The ecological theater and the evolutionary play*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Jensen, J., S. Narumalani, O. Weatherbee y K. Morris. 1992. Predictive modeling of cattail and waterly distribution in a South Carolina Reservoir using GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58:1561–1568.
- Johnson, C. y M.P.Gilligham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32:1–12.
- Johnson, C.J., M.S. Boyce, R. Mulders, A. Gunn, R.J. Gau, H.D. Cluff y R.L. Case. 2004. Quantifying patch distribution at multiple scales: applications to wildlife–habitat models. *Landscape Ecology* 19:869–882.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Kareiva, P. y M. Anderson. 1988. Spatial aspects of species interactions: the weeding of models and experiments. Pp. 38–54. En: Hastings, A. (ed.). *Community ecology*. Springer–Verlag, New York.
- Krausman, P. 1999. Some basic principles of habitat use. Pp 85–90. En: Launchbaugh, K.L., K.D. Sanders y J.C. Mosley (eds.). *Grazing behavior of livestock and wildlife*. Idaho Forest, Wildlife and Range Experimental Station Bulletin 70, University of Idaho, Moscow, Idaho.
- Larson, M.A., W.D. Dijak, F.R. Thompson, II y J.J. Millspaugh. 2003. *Landscape–level habitat suitability models for twelve species in southern Missouri*. General Technical Report NC–233, St. Paul, Minnesota: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station.
- Litvaitis, J.A., K. Titus y E.M. Anderson. 1994. Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. Pp. 254–274. En: Bookhout, T.A. (ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5a. ed.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- López–Tellez, M.C., S. Mandujano y G. Yañez. 2007. Densidad poblacional y características del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en un bosque tropical seco de Puebla. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 23:1–16.

- LWP-1. 2002. *Last of the Wild Data Version 1. Global Human Footprint Dataset (Geographic)*. Wildlife Conservation (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN).
- MacArthur, R.H. y R. Levins. 1964. Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 51:1207–1210.
- Makhdoum, M.F. 2008. Landscape ecology or environmental studies (Land Ecology) (European Versus Anglo–Saxon schools of thought). *Journal of International Environmental Application & Science* 3:147–160.
- 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 de Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 20:45–67.
- Merrill, T., D.J. Mattson, R.G. Wright y H.B. Quigley. 1999. Defining landscapes suitable for restoration of grizzly bears *Ursus arctos* in Idaho. *Biological Conservation* 87:231–248.
- Milson, T.P., S.D. Langton, W.K. Parkin, S. Peel, J.D. Bishop, J.D. Hart, y N.P. Moore. 2000. Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology* 37:706–727.
- Mitchell, M. y R.A. Powell. 2003. Linking fitness landscapes with behavior and distribution of animals. Pp. 93–124. En: Bissonette J.A e I. Storch (eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Mitchell, S.A. 2005. How useful is the concept of habitat?—a critique. *Oikos* 110:634–638.
- Morrison, M.L. y L. S. Hall. 2002. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. Pp. 43–52. En: Scott, J.M., P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Hafler, M.G. Raphael, W.A. Wall, y F.B. Samson (eds.). *Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, D.C.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot y R.W. Mannan. 1998. *Wildlife habitat relationships: concepts and applications* (2a. ed.). The University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin.
- Morrison, M.L., W.M. Block, M. Dale Strickland, B.A. Collier y M.J. Peterson. 2008. *Wildlife study design* (2a. ed.), Springer Series on Environmental Management, New York.
- National Research Council (N.R.C.). 1982. *Impacts of emerging agricultural trends on fish and wildlife habitats*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Norton, D.A. y J.M. Lord. 1990. On the use of grain size in ecology. *Functional Ecology* 4:719–720.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355–364.

- Oindo, B., R. de By y A. Skidmore. 2000. Interannual variability of NDVI and bird species diversity in Kenya. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2:172–180.
- 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 (nueva serie)* 21:65–78.
- Peterson, D.L. y V. T. Parker. 1998. *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press, New York.
- Poiani, K. y B. Richter. 1999. *Paisajes funcionales y la conservación de la biodiversidad*. Documentos de Trabajo para la Ciencia de la Conservación 1, The Nature Conservancy (TNC), Herndon, Virginia.
- Poiani, K.A., B.D. Richter, M.G. Anderson y H.E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50:133–146.
- Real Academia de la lengua Española (R.A.E.). 2001. *Diccionario de la Lengua Española*.
- Rogers, L.L. y A.W. Allen. 1987. *Habitat suitability index models: black bear, Upper Great Lakes Region*. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 82 (10.144).
- Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*. 51:545–553.
- Schneider, D.C. 2009. *Quantitative ecology: measurement, models, and scaling*. Academic Press, San Diego, California.
- Segura, W. 1998. Application of the HEP methodologies and Use of GIS to identify Priority Sites for management of white-tailed deer. Pp. 127–137. En: Savitsky, B. y T. Lacher. (eds.). *GIS methodologies for developing conservation strategies: tropical forest recovery and wildlife management in Costa Rica*. Columbia University Press, New York.
- Steinhardt, U. y M. Volk. 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modelling* 168:251–256.
- Storch, I. 2003. Linking a multiscale habitat concept to species conservation. Pp. 303–320. En: Bissonette, J.A. e I. Storch (eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Store, R. y J. Jokimaki. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169:1–15.
- Trefethen, J.B. 1964. *Wildlife management and conservation*. D.C. Heath & Co, Boston.
- Turner, M.G., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer-Verlag, New York.

- U.S. Fish and Wildlife Service. 1991. *Habitat Evaluation Procedure (HEP)*. Division of Ecological Services, Department of the Interior, Washington, D.C.
- Van Deelen, T.R., L.B. McKinney, M.G. Joselyn y J. E. Buhnerkempe. 1997. Can we restore elk to southern Illinois? The use of existing digital land–cover data to evaluate potential habitat. *Wildlife Society Bulletin* 25:888–894.
- Vélez, L.A. y A. Gómez Sal. 2008. Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. *ARBOR Ciencia, Pensamiento y Cultura* 184:31–44.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385–397.
- Wu, J. y O. L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* 70:439–466.
- Wu, J. y Y. Qi. 2000. Dealing with scale in landscape analysis: an overview. *Geographic Information Science* 6:1–5.
- Wu, J. y R. J. Hobbs. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17:355–365.

ANEXO I. VARIABLES ESPECIALIZADAS COMO EJEMPLO DEL HSI CALCULADO PARA EL VENADO COLA BLANCA EN EL CENTRO DE VERACRUZ Y QUE SIRVIERON DE BASE PARA EL TRABAJO DE DELFÍN-ALFONSO *ET AL.* (2009).

Figura 13.1.A. Modelo Digital de Elevación escala 1:50, 000 extraído del Hydro1k del USGS.

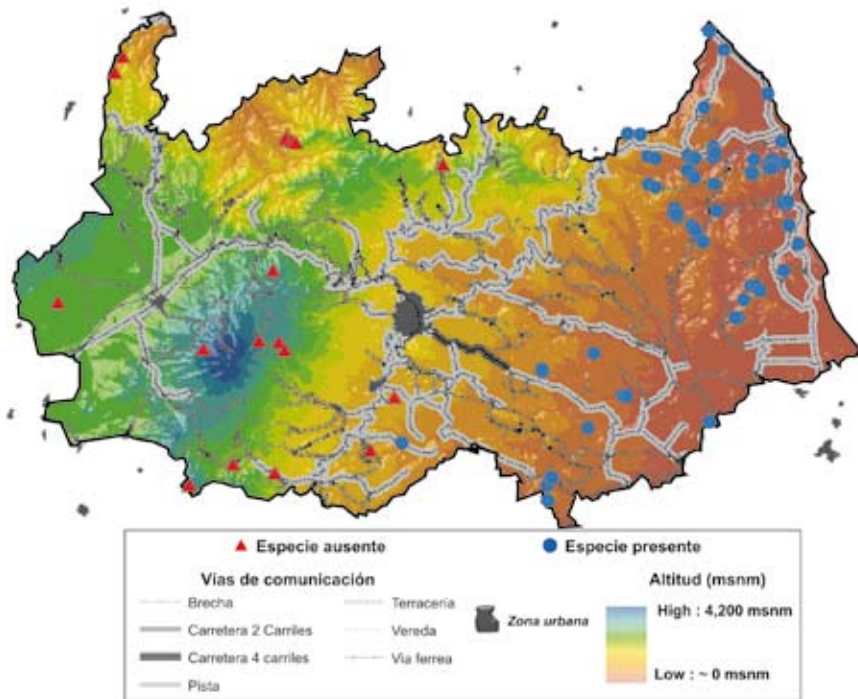


Figura 13.2.A Modelo de fuentes de agua libre (escurrimientos) generado a partir del MDE, con la ayuda de los datos vectoriales de INEGI.

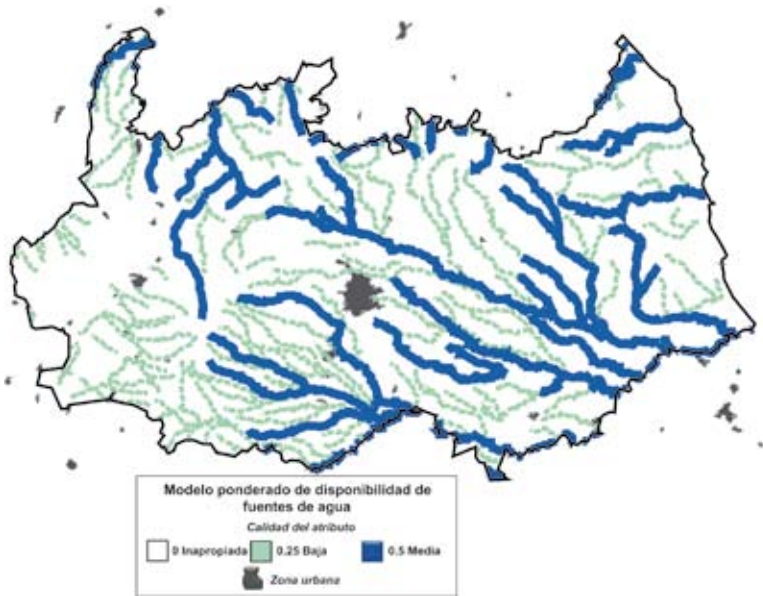


Figura 13.3.A Modelo de orientación de las laderas generado a partir del MDE del Hydro1k del USGS.

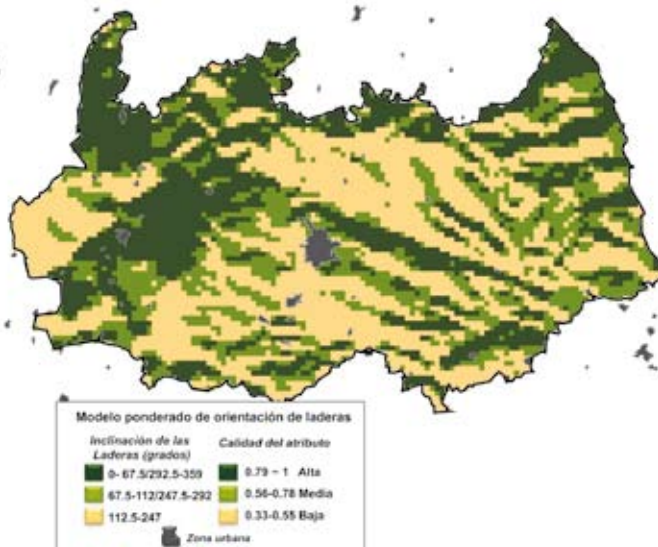


Figura 13.4.A. Mapa de uso del suelo y vegetación del Inventario Nacional Forestal Serie 2 donde se muestran los registros de venado cola blanca como medio de validación.

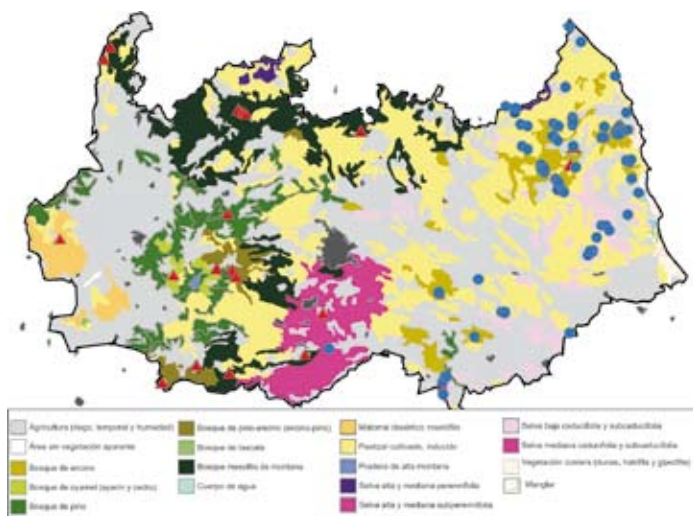


Figura 13.5.A Modelo de cobertura generado a partir de imágenes de satélite Landsat con el apoyo del mapa de uso del suelo y vegetación.

