

Modelación de la distribución potencial y el efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de los ungulados silvestres del Bajo Balsas, México

Carlos Yañez-Arenas¹, Salvador Mandujano^{2*}, Enrique Martínez-Meyer³, Alejandro Pérez-Arteaga⁴ y Arturo González-Zamora¹

Abstract

White-tailed deer *Odocoileus virginianus* and collared peccary *Pecari tajacu* are the two native ungulates species present in the Bajo Balsas region. Both are very important from an ecological, social and economical perspective. Therefore, evaluate the effects of changes in land use on their distribution is basic for conservation and management proposes. In this paper we used the ecological niche modeling to generate an hypothetical scenario about the potential distribution of these two species in this region, then using geographic information systems we obtained some landscape metrics to evaluate how changes in land use affects these distributions; finally, we analyzed the protection provided by the Biosphere Reserve of Zicuirán-Infiernillo (RBZI) to these ungulates. The potential distribution of white-tailed deer covered an area of 5,321 km² and the collared peccary of 5,762 km². As a result of changes in land use both species lose in their potential distribution an area of 1,011 km² and 1,303 km², respectively. The RBZI protects approximately 36% of the distributions of these ungulates in Bajo Balsas. Considering the small patches sizes to maintain minimum viable populations, We suggest that the best strategy for the conservation of these species in this region is a scheme based on source-sink dynamics, taking as a source the RBZI and as a sink the management units (UMA) that are already established in the area.

Key words: collared peccary, ecological niche modeling, land cover changes, minimum viable population, patch size, ungulates, white tailed deer, Zicuirán-Infiernillo Biosphere Reserve.

Resumen

El venado cola blanca *Odocoileus virginianus* y el pecarí de collar *Pecari tajacu* son dos especies de ungulados silvestres de gran importancia ecológica, social y económica en

¹ División de Posgrado, Instituto de Ecología A. C., km 2.5 Camino Antiguo a Coatepec 351, Xalapa, Veracruz 91070. E-mail: carlos.yanez@posgrado.inecol.edu.mx (CY-A)

² Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Instituto de Ecología A. C., km 2.5 Camino Antiguo a Coatepec 351, Xalapa, Veracruz 91070. E-mail: salvador.mandujano@inecol.edu.mx. (SM)

³ Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Tercer Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, Distrito Federal 04510. E-mail: emm@ibunam2.ibiologia.unam.mx (EM-M)

⁴ Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Av. Francisco J. Múgica, Morelia, Michoacán 58030. E-mail: arturo.gonzalez@posgrado.inecol.edu.mx (AG-Z)

*corresponding author.

el Bajo Balsas. Estimar el efecto que tiene el cambio de uso de suelo en la distribución de ambas resulta básico para un adecuado manejo para su conservación y aprovechamiento. En este trabajo utilizamos la modelación de nicho ecológico para generar un escenario hipotético sobre la distribución potencial de estas dos especies en la región, luego utilizando herramientas de sistemas de información geográfica calculamos algunos métricos del paisaje y analizamos el efecto del cambio de uso de suelo sobre estas distribuciones. Finalmente evaluamos la protección que ofrece la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo (RBZI) a estas dos especies. La distribución potencial del venado cola blanca cubrió un área de 5,321 km² y la del pecarí de collar de 5,762 km². Como consecuencia del cambio de uso de suelo ambas especies pierden en su distribución un área aproximada de 1,011 km² y 1,303 km², respectivamente. La RBZI sólo protege 36% de las distribuciones de estos ungulados. Finalmente, debido a que estas distribuciones resultaron estar altamente fragmentadas y son pocos los parches de tamaño suficiente para mantener posibles poblaciones mínimas viables, sugerimos como mejor estrategia para la conservación de estas dos especies un esquema basado en la dinámica fuente-sumidero, tomando como fuente la RBZI y como sumidero las UMA que se encuentran ya establecidas en la zona.

Palabras clave: cambio en la cobertura del suelo, modelación de nicho ecológico, pecarí de collar, poblaciones mínimas viables, Reserva de Biosfera Zicuirán-Infiernillo, tamaño de parches, ungulados, venado cola blanca.

Introducción

En el Bajo Balsas habitan los ungulados silvestres con mayor área de distribución geográfica en el continente Americano, el venado cola blanca *Odocoileus virginianus* y el pecarí de collar *Pecari tajacu* (Hall 1981; Eisenberg 1989). La conservación de estas dos especies es importante ya que como grandes herbívoros desempeñan un papel ecológico fundamental en los ecosistemas que habitan, además son ampliamente aprovechadas por grupos indígenas y poblaciones rurales para complemento de su dieta, comercio de carne, piel y en algunos sitios se les aprovecha como trofeos cinegéticos (Mandujano y Rico-Gray 1991; Escamilla *et al.* 2000; Naranjo *et al.* 2004). Por lo que es importante conocer las áreas de distribución de estos ungulados y el efecto que tiene el cambio de uso de suelo sobre éstas, resulta básico para desarrollar estrategias adecuadas de manejo para su conservación y aprovechamiento.

En la última década se ha producido un avance muy importante en los métodos aplicados a la generación de modelos que predicen la distribución potencial de las especies, gracias a la amplia oferta de lenguajes de programación, la amplia difusión de información geoespacial y el desarrollo de las técnicas de sistemas de información geográfica (Scott *et al.* 2002). Uno de éstos métodos es la modelación del nicho ecológico (MNE, Peterson, 2001). De acuerdo con Hutchinson (1957) el nicho ecológico de cualquier especie puede ser representado cuantitativamente en términos de un hipervolumen *n*-dimensional de las variables bióticas y abióticas requeridas para su supervivencia y reproducción, por lo que este método hace uso de estas variables y las combina con registros de presencia de la especie para modelar sus requerimientos ecológicos (Anderson *et al.* 2003). Los resultados de la MNE sugieren distribuciones

hipotéticas debido a que están condicionados por los datos de entrada y a que existen factores bióticos e históricos que por lo general no son considerados al momento de generar los modelos (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). La MNE ha sido ampliamente usada con fines de conservación para evaluar el impacto provocado por el cambio de uso de suelo sobre la distribución de mamíferos y aves endémicos o en riesgo (Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Peterson *et al.* 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009; López-Arévalo *et al.* 2011). Sin embargo, son escasos los estudios orientados a la conservación de especies silvestres con potencial de aprovechamiento como el venado cola blanca y el pecarí de collar (López-Arévalo *et al.* 2011).

En el presente estudio usamos la MNE para predecir la distribución potencial hipotética de estas dos especies en el Bajo Balsas y evaluar la disminución de ésta como consecuencia del cambio en la cobertura del suelo. En el proceso también validamos estadísticamente los modelos, analizamos la superficie de distribución de cada especie que se encuentra protegida por la RBZI y calculamos algunos métricos de paisaje para cuantificar el número y área de los parches resultantes de distribución que pueden soportar poblaciones mínimas viables a largo plazo de estas dos especies. Discutimos los resultados desde una perspectiva de manejo para la conservación y el uso sustentable de estas dos especies en la región. En particular, abordamos este aspecto en un posible esquema basado en la dinámica fuente-sumidero considerando a la RBZI como fuente y como sumidero las UMA extensivas que se encuentran ya establecidas en la zona.

Área de estudio

La región del Bajo Balsas se encuentra en el estado de Michoacán y comprende los municipios de La Huacana, Múgica, Churumuco y Arteaga. Se ubica entre los paralelos 19° 11' Norte y 18° 08' Sur y los meridianos 102° 86' Oeste y 101° 42' Este (Fig. 1). Su superficie es de 6,904.93 km² y representa un 11.73% de la superficie estatal (INEGI, 1985). En la región se presentan diversas topoformas como valles, mesetas, lomeríos y sierras (Rzedowski 1978; INEGI 1985). Las topoformas dominantes son los lomeríos bajos y lomeríos altos, aunque también se pueden encontrar valles fluviales, planicies acumulativas, piedemonte y sierra (Bocco *et al.* 1999). Las altitudes fluctúan desde los 100 msnm en las partes más bajas hasta los 1,800 msnm en las zonas más altas.

De acuerdo al sistema de clasificación de Köppen modificado por García (1981) en la región se presentan los siguientes tipos de climas: cálido subhúmedo (A(w)), semiseco cálido (BS1(h')), seco cálido (BS(h')) y Semicálido subhúmedo con lluvias en verano (ACw). La precipitación promedio anual fluctúa entre los 600 y los 900 mm en la mayor parte del Bajo Balsas, sin embargo en ciertas zonas es menor a 530 mm mientras que en algunas otras alcanza los 1,300 mm. Las temperaturas oscilan entre los 13 y los 45 °C (INEGI 1985). En lo que respecta a la cobertura vegetal y al uso de suelo, de acuerdo al Inventario Nacional Forestal (2.000) y al mapa "Coberturas de suelo de México, 2005, a 250 metros" en la región se presentan diversos tipos de vegetación, de los cuales el más ampliamente distribuido es la selva baja caducifolia, seguido por la selva mediana subcaducifolia, los bosques mixtos y el matorral templado (Velázquez *et al.* 2002; Centro Canadiense de Teledetección *et al.* 2010). Cabe señalar que 2,651.68 km² del Bajo Balsas están protegidos por la RBZI (DOF 2007).

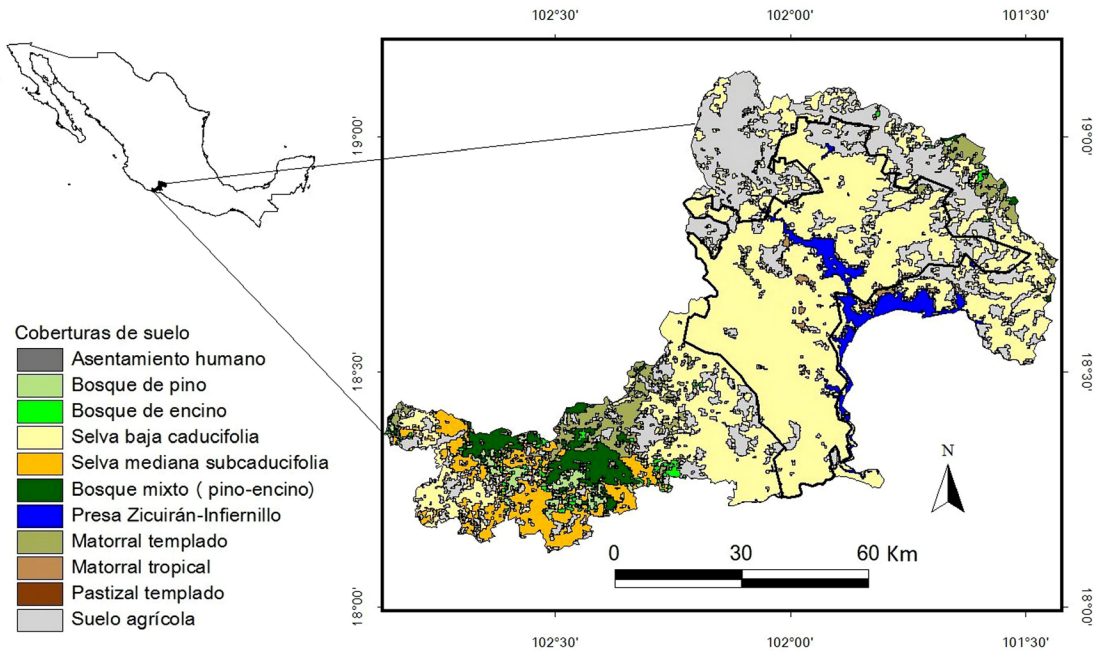


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio. Se presentan los tipos de vegetación y coberturas del suelo. La línea negra representa la delimitación de la RBZI.

Métodos

Para la obtención de los registros de presencia realizamos muestreos en los cuatro municipios que conforman el Bajo Balsas (La Huacana, Churumuco, Artega y Mujica) de Agosto de 2007 a Agosto de 2008. También incluimos datos históricos analizando la información disponible en la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB; <http://www.conabio.gob.mx/remib/>), en el *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF; <http://www.gbif.org/>) y en el *Mammal Network Information System* (MaNIS; <http://manisnet.org/>). Con estos registros se generó una base de datos que se depuró para obtener registros válidos de cada especie y que fueran espacialmente independientes entre sí.

Como capas de información ambiental utilizamos seis variables climáticas que descargamos de la base WorldClim (<http://www.worldclim.org/>) y que representan las condiciones de un período de tiempo de 50 años (1959-2000, Hijmans *et al.* 2005). También usamos tres variables topográficas derivadas del modelo de elevación SRTM (<http://srtm.csi.cgiar.org/>). Seleccionamos estas capas de información con base en pruebas de correlación de Pearson entre pares de variables. Cuando algún par estuvo altamente correlacionado ($r_p > 0.7$), entonces una de las variables fue eliminada (Gormley *et al.* 2011). Las variables climáticas usadas fueron la temperatura promedio anual (bio1), el rango diurno de la temperatura (bio2), la precipitación anual (bio12), la precipitación del mes más seco (bio14), la estacionalidad de la precipitación (bio15) y la precipitación del cuarto del año más frío (bio19). Las topográficas fueron la elevación, la pendiente y la orientación de las laderas categorizada en noreste, noroeste, sureste y suroeste. Manejamos todas las variables en formato raster con una resolución espacial de 0.01 grados (que es equivalente aproximadamente a 1 km²) por pixel en coordenadas geográficas (Datum WGS-84).

Con los registros de presencia y las variables ambientales mencionadas modelamos la distribución potencial hipotética del venado cola blanca y el pecarí de collar con el algoritmo de Máxima Entropía automatizado en el software Maxent 3.3.3a (Phillips *et*

al. 2006). Decidimos utilizar este algoritmo debido a que su aplicación en trabajos previos ha dado buenos resultados (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006) inclusive con pocos datos (Hernández et al. 2006; Wisz et al. 2008) lo cual resulta ser nuestro caso. Normalmente en Maxent los datos se dividen en dos conjuntos, uno para la generación del modelo y otro para su validación (Pearson et al. 2007). Sin embargo, con pequeños tamaños de muestra este procedimiento no es aplicable ya que se pierde información importante dentro de los datos que se establecen como de validación (Pearson et al. 2007). Para solucionar este problema, generamos 10 modelos por especie aplicando la técnica de replicación *bootstrapping*. De esta manera se realizan particiones aleatorias de los datos en cada replicación y cada modelo se valida con un porcentaje definido por el usuario (en nuestro caso 20%). En el *bootstrapping* el muestreo es con reemplazo, lo que significa que los registros de presencia se pueden utilizar más de una vez en el conjunto de datos de validación para cada réplica (Phillips et al. 2008). La evaluación de cada modelo se realizó mediante el valor de área bajo la curva (AUC, *Area Under the Curve*) que se genera mediante la técnica ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que realiza el mismo Maxent (Hanley y McNeil 1983). Por consiguiente para cada especie obtuvimos un valor AUC promedio \pm su desviación estándar.

Los modelos que generamos con Maxent por defecto están expresados en términos probabilísticos de condiciones adecuadas. Entonces, para obtener la distribución potencial reclassificamos en ArcGIS 10 (ESRI 2011) los modelos promedio para cada especie tomando como presencia a partir del valor mínimo de probabilidad de condiciones adecuadas que se presentó en los registros. El resultado final fue un mapa binario de distribución potencial del venado cola blanca y otro del pecarí de collar (1-0; presencia-ausencia). Una vez obtenidos y evaluados los dos modelos de distribución potencial, utilizando ArcGIS 10 generamos una capa de información con dos categorías (hábitat y no hábitat). Esta capa la elaboramos con base en el mapa "Cobertura del suelo de México, 2005, a 250 metros" (Centro Canadiense de Teledetección et al. 2010; <http://www.cec.org/atlasambiental/>) clasificando como hábitat todas las cubiertas de suelo y tipos de vegetación que los expertos y la literatura consideran adecuados para la presencia de las especies (selva baja caducifolia, bosque de pino-encino, bosque de encino entre otros) y como no hábitat donde no se distribuyen o es sumamente raro verlos (pastizales, ciertos cultivos, zonas urbanas entre otros, SOWLS 1984; Mandujano et al. 2004; March y Mandujano 2005; Gallina et al. 2009).

Para analizar la pérdida de hábitat y la fragmentación en el área de distribución de estos dos ungulados le recortamos a la distribución potencial hipotética todo lo que consideramos como no hábitat. Al mapa resultante de este corte le llamamos distribución efectiva. Para calcular la pérdida aproximada de distribución potencial del venado cola blanca y el pecarí de collar como consecuencia del cambio de uso de suelo hicimos una resta de mapas (distribución potencial menos distribución efectiva).

Finalmente utilizando Patch Analyst 5 para ArcGIS 10 (Rempel et al. 2012) analizamos la superficie de distribución potencial, la efectiva y la que actualmente se encuentra protegida por la RBZI. También calculamos el número de parches de hábitat, el área promedio de éstos y el número y área de parches de hábitat con tamaño óptimo para soportar poblaciones mínima viables de estas dos especies a largo

plazo (167 km² para el venado cola blanca, Mandujano y González-Zamora 2009; 117 km² para el pecarí de collar, Redford y Robinson 1991).

Resultados

Obtuvimos un total de 32 registros de presencia para el venado cola blanca y 37 para el pecarí de collar (Fig. 2). La mayor parte de los registros estuvieron localizados en los municipios de Arteaga y La Huacana en selva baja caducifolia y bosque mixto (pino-encino). Las dos especies pierden una considerable área de su distribución potencial debido al efecto del cambio en la cobertura del suelo.

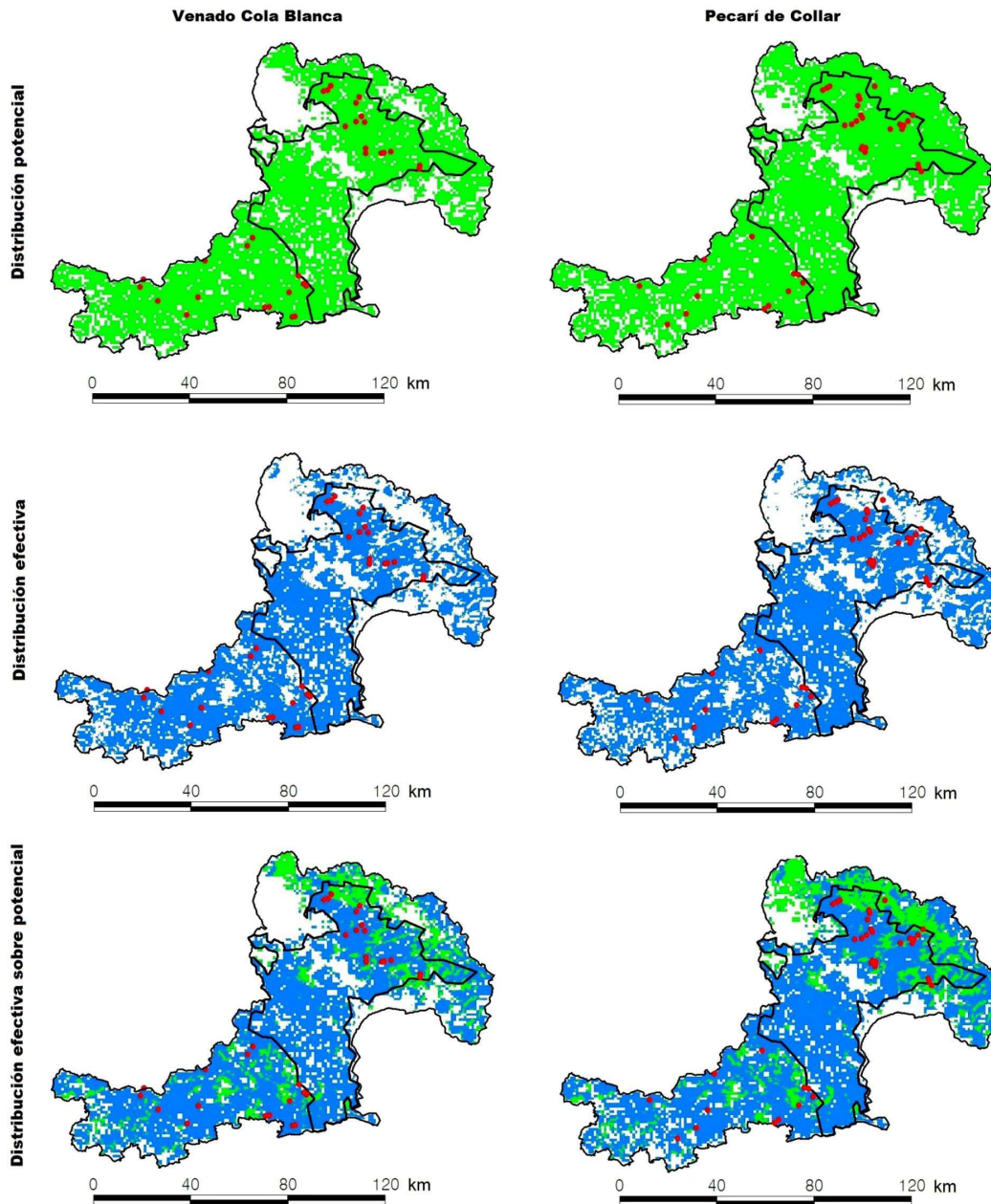


Figura 2. Distribuciones potencial (verde) y efectiva (azul) del venado cola blanca y pecarí de collar en el Bajo Balsas, Michoacán, México. Se presentan los registros de presencia como puntos rojos y la línea negra representa la delimitación de la RBZI.

La distribución potencial y efectiva del pecarí de collar se estimó en mayor extensión geográfica en comparación a la del venado cola blanca. Sin embargo, la distribución

efectiva tuvo una extensión más parecida entre ambas. La RBZI protege el 36% de la distribución efectiva de éstas dos especies (Cuadro 1; Fig. 2). El valor promedio de AUC para los modelos de distribución del venado cola blanca fue de 0.865 (\pm 0.013) y para el pecarí de collar fue de 0.882 (\pm 0.023, Fig. 3).

Cuadro 1. Estimaciones de las áreas de distribución potencial, efectiva, perdida y protegida por la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo para el venado cola blanca y el pecarí de collar en el Bajo Balsas, Michoacán, México.

variable	Venado Cola Blanca	Pecarí de Collar
Distribución potencial (km ²)	5,321	5,762
Distribución efectiva (km ²)	4,311	4,458
Distribución perdida (km ²)	1,011	1,303
Distribución perdida (%)	19.0	22.6
Distribución protegida por la RBZI (km ²)	1,950	2,076
Distribución protegida por la RBZI (%)	36.6	36.0

Como consecuencia de la fragmentación y el cambio en la cobertura del suelo las distribuciones efectivas quedaron reducidas a parches de hábitat potencial de los cuáles la RBZI protege el 30.6% para el venado cola blanca y el 26.2% para el pecarí de collar. No obstante, la mayoría de estos parches no poseen el área suficiente para soportar poblaciones mínimas viables a largo plazo para estas dos especies. En ambos casos, sólo tres parches resultaron grandes y de éstos sólo dos se encuentran protegidos por la RBZI (Cuadro 2).

Discusión

En el presente trabajo se utilizó la MNE para predecir la distribución potencial de dos especies de ungulados silvestres y evaluar la disminución de las superficies de distribución como consecuencia del cambio de uso de suelo, la pérdida y la fragmentación de hábitat. Estudios previos han evaluado estos fenómenos sobre la distribución de algunas especies endémicas de mamíferos y aves (Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Peterson *et al.* 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). En esos trabajos los autores generaron modelos de distribución y los recortaron con base en mapas de vegetación sin considerar el impacto humano (Rzedowski 1978, 1990) y después los recortaron nuevamente con mapas de vegetación basados en los inventarios nacionales forestales de 1996 y 2000, que consideran el cambio de uso de suelo (Velázquez *et al.* 2002). Nuestro procedimiento fue un tanto más sencillo ya que sólo recortamos con respecto al mapa “Cobertura del suelo de México, 2005, a 250 metros” (Centro Canadiense de Teledetección *et al.* 2010). Esto nos permitió evaluar la pérdida en el hábitat de venado cola blanca y pecarí de collar como consecuencia del cambio de uso de suelo, sin embargo no nos permite visualizar como ocurre esto a través del tiempo.

Consideramos la distribución potencial como la distribución histórica que tendrían estas dos especies sin influencia humana en el Bajo Balsas, ya que incluimos algunos registros de presencia de las especies tomados en décadas pasadas y además las capas

climáticas que utilizamos representan las condiciones de 1950 al 2000 (Hijmans *et al.* 2005). No realizamos un recorte previo de la distribución potencial debido a que al observar los mapas de vegetación sin impacto humano en el Bajo Balsas (Rzedowski 1978, 1990) consideramos que todos los tipos de vegetación que estaban presentes son considerados hábitat potencial para el venado cola blanca y el pecarí de collar (Sowls 1984; Mandujano *et al.* 2004; March y Mandujano 2005; Gallina *et al.* 2009). No obstante consideramos importante remarcar que estas distribuciones potenciales son hipótesis y deben ser puestas a prueba (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). En este estudio, los modelos de distribución potencial del venado cola blanca y el pecarí de collar generados con Maxent tuvieron una discriminación promedio razonable (Swets 1988). Esto coincide con lo señalado por Hernández *et al.* (2006) quienes mencionan que Maxent se desempeña adecuadamente prediciendo la distribución de especies con requerimientos ambientales poco específicos.

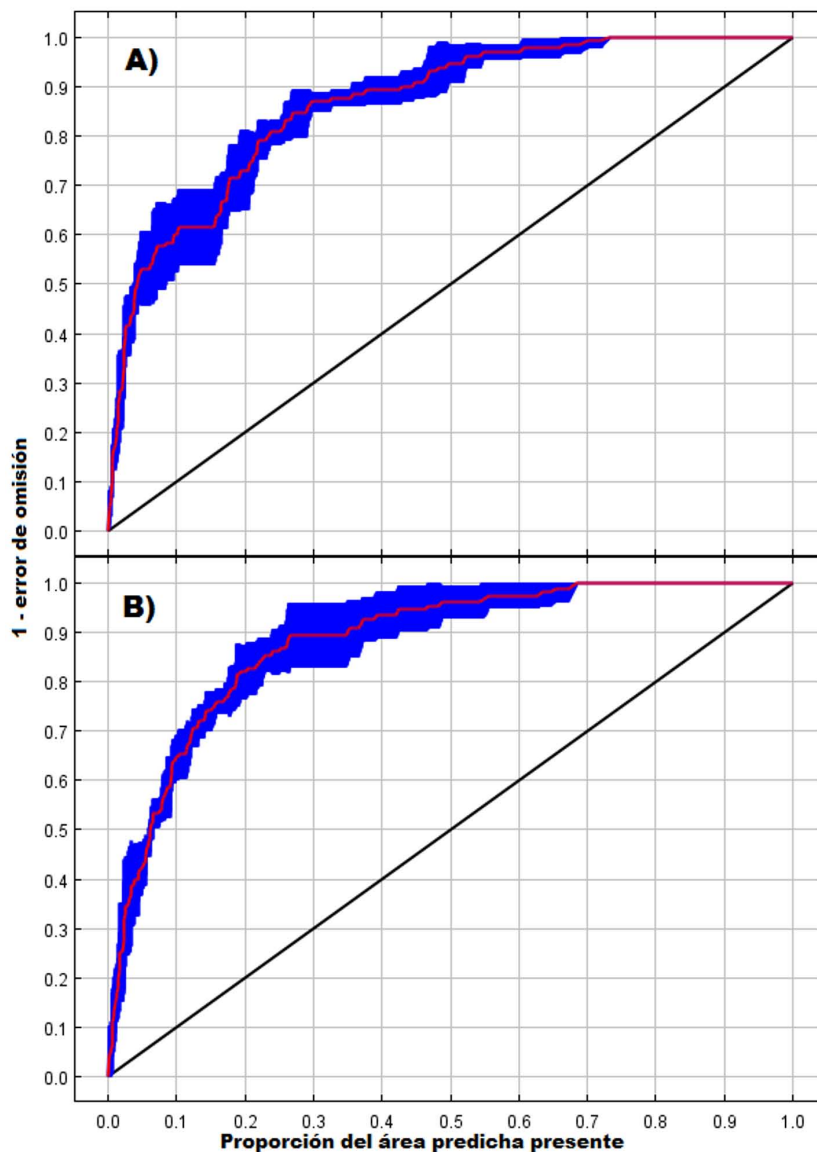


Figura 3. Curvas ROC generadas a partir de la replicación de los modelos de distribución del venado cola blanca y el pecarí de collar en el Bajo Balsas, Michoacán, México. La línea roja representa el promedio, la franja azul la desviación estándar (\pm) y la diagonal negra representa la línea esperada si el modelo no fuese mejor que uno al azar. A) Venado cola blanca y B) pecarí de collar.

Cuadro 2. Métricos de las distribuciones efectivas (en kilómetros cuadrados) del venado cola blanca y el pecarí de collar en el Bajo Balsas, Michoacán, México. \pm D.E = Desviación estándar.

Variable	Venado Cola Blanca		Pecarí de Collar	
	Total	RBZI	Total	RBZI
Parches de hábitat	271	83	282	74
Área promedio (km ²) de los parches de hábitat (\pm D.E)	15.9 (\pm 172.4)	23.4 (\pm 144.0)	15.8 (\pm 173.8)	28.0 (\pm 164.3)
Parches de hábitat óptimos que pueden soportar poblaciones viables a largo plazo	3	2	3	2
Área mínima y máxima (km ²) de los parches que potencialmente podrían sostener poblaciones mínimas viables	304 - 2,714	704 - 1,127 - 1,126.6	449 - 2,766 - 2,765.8	740 - 1,228

Las modificaciones que sufren los ecosistemas por actividades antropogénicas inciden directamente en la sobrevivencia de las especies. Para algunas, estas modificaciones pueden resultar benéficas al representar una fuente de alimento seguro (e.g. especies capaces de explotar agroecosistemas) o existir una menor abundancia de depredadores y así incrementar sus tasas reproductivas (Sánchez-Cordero y Martínez-Meyer 2000). Sin embargo, la gran mayoría se pueden ver afectadas debido a la reducción y degradación de condiciones de hábitat disponible (Herkert 1997; Galicia *et al.* 2007; Jackson y Gaston 2008). El venado cola blanca y el pecarí de collar son dos especies que pueden hacer uso de ciertos hábitats alterados (Jesús y Bello 2004; Peres 1996) pero que necesitan de bosques o selvas para buscar refugio y protección, por lo que la pérdida o transformación de estos ecosistemas en cultivos o pastizales puede afectar a sus poblaciones y por consiguiente su distribución (Sowls 1984; Mandujano *et al.* 2004; March y Mandujano 2005; Gallina *et al.* 2009).

Nuestros análisis nos dan una idea aproximada del área en la distribución potencial que han perdido estas dos especies de ungulados silvestres como consecuencia de la deforestación. Esta área es considerable (1,011 km² para el venado cola blanca y 1,303 km² para el pecarí de collar) y además es importante mencionar que la información sobre el cambio de uso de suelo en el cual nos basamos se elaboró hace siete años (Centro Canadiense de Teledetección *et al.* 2010), y siendo realistas es posible que el cambio de uso de suelo a estas alturas sea aún mayor en muchas regiones de México incluyendo el Bajo Balsas. En este sentido, el papel de la RBZI se vuelve fundamental para disminuir el cambio de uso de suelo y proteger a la fauna silvestre. Sin embargo, para el caso del venado cola blanca y el pecarí de collar, la RBZI protege apenas el 36% de su área de distribución, lo que significa que posiblemente existen varias subpoblaciones no protegidas. Además es posible notar que gran parte de la distribución de las dos especies que se encuentra dentro de la RBZI está altamente fragmentada y muchos de los parches de distribución efectiva no tienen el área suficiente para mantener poblaciones mínimas viables a largo plazo.

Como consecuencia del panorama que observamos en la distribución efectiva de estas dos especies sugerimos un esquema de conservación basado en la dinámica fuente-sumidero, tomando como fuente la RBZI y como sumidero las UMA que se encuentran ya establecidas en la zona (Mandujano y González-Zamora 2009). Para lograr esto es necesario hacerle frente al cambio de uso de suelo para ganadería extensiva y agricultura mediante el fomento de alternativas productivas como la creación de UMA extensivas con especies de fauna con potencial de aprovechamiento. También es importante realizar vedas en la zona núcleo de la RBZI para permitir que funja como población fuente y establecer tasas de aprovechamiento sustentables en las UMA extensivas actualmente establecidas.

Finalmente, consideramos importante mencionar que la MNE nos permitió obtener información regional sobre la distribución del venado cola blanca y el pecarí de collar. Sin embargo, también es necesario analizar aspectos como el tamaño poblacional, calidad de hábitat, capacidad de carga, estructura y proporción de sexos así como el flujo de individuos para poder desarrollar mejores estrategias de manejo para la conservación de estas dos especies.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado y apoyado por Fondos Mixtos del COECYT, FOMIX, CONACYT y el Estado de Michoacán. La Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y La Red de Biología y Conservación de Vertebrados del Instituto de Ecología, A. C. Brindaron apoyo adicional logístico así como Conservación y Manejo Ambiental de la Costa de Michoacán A.C. En particular agradecemos a M. Romero Tinoco, A. González-Zamora, V. Tapia, L. A. Escobedo-Morales, A. Vázquez, D. Ponce y los guías del Bajo Balsas por su apoyo y colaboración para realizar el trabajo de campo, a N. Corona, T. Pérez-Pérez y K. Rodríguez-Medina por su ayuda con las bases de datos y a O. Rojas, S. Gallina, V. Arroyo-Rodríguez, César Arroyo, C. Ríos-Muñoz y los dos revisores anónimos por sus revisiones, comentarios y sugerencias que mejoraron la calidad de este trabajo. El presente trabajo también es resultado del programa de Retiros Académicos del INECOL.

Referencias

- ANDERSON, R. P., D. LEW, Y A. T. PETERSON. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- BOCCO, V. G., M. E. MENDOZA, A. VELÁZQUEZ, Y A. TORRES. 1999. La regionalización geomorfológica como una alternativa de regionalización ecológica en México. El caso de Michoacán de Ocampo. *Investigaciones Geográficas* 40:7-22.
- CENTRO CANADIENSE DE TELEDETECCIÓN, SECTOR CIENCIAS DE LA TIERRA, MINISTERIO DE RECURSOS NATURALES (CANADA CENTRE FOR REMOTE SENSING [CCRS], EARTH SCIENCES SECTOR, NATURAL RESOURCES CANADA), COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO), COMISIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAFOR), INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI), SERVICIO GEOLÓGICO DE ESTADOS UNIDOS (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, USGS). 2010. Cobertura de suelo de México, 2005, a 250 metros. Ontario, Canadá.

- DOF (Diario Oficial de la Federación).** 2007. Decreto por el que se declara área natural protegida, con la categoría de reserva de la biosfera, la región conocida como Zicuirán-Infiernillo, localizada en los municipios de Arteaga, Churumuco, La Huacana y Tumbiscatío, en el estado de Michoacán, México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, México.
- Eisenberg, J. F.** 1989. Mammals of the neotropics: The northern neotropics. The University of Chicago Press, Chicago, EE.UU.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, y N. E. Zimmermann.** 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Escamilla, A., M. Sanvicente, M. Sosa, y C. Galindo-Leal.** 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592-1601.
- Galicia, L., A. García-Romero, L. Gómez-Mendoza, y M. I. Ramírez.** 2007. Cambio de uso del suelo y degradación ambiental. *Ciencia* 58:50-59.
- Gallina, S., S. Mandujano, J. Bello, H. F. López-Arévalo, y M. Weber.** 2009. White-tailed deer *Odocoileus virginianus* (Zimmermann 1780). Pp. 101-118 in *Neotropical cervidology: Biology and medicine of Latin American deer* (Duarte, J. M. B., y S. González, eds.). Funep and Gland, Suiza, IUCN, Jaboticabal, Brasil.
- García, E.** 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Gormley, A. M., D. M. Forsyth, P. Griffioen, M. Lindeman, D. S. L. Ramsey, M. P. Scroggie, y L. Woodford.** 2011. Using presence only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology* 48:25-34.
- Hall, E. R.** 1981. The mammals of North America. John Wiley and Sons, New York, EE.UU.
- Hanley, J. A., y B. J. McNeil.** 1983. A method of comparing the areas under receiver operating characteristic curves derived from the same cases. *Radiology* 148:839-843.
- Herkert, J. R.** 1997. Bobolink (*Dolichonyx oryzivorus*) population decline in agricultural landscape in the midwestern USA. *Biological Conservation* 80:107-112.
- Hernández, P. A., C. H. Graham, L. L. Master, y D. L. Albert.** 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, y A. Jarvis.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hutchinson, G. E.** 1957. Concluding remarks. *Cold Springs Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.

- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero, y S. Sarkar.** 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493-508.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía).** 1985. Síntesis geográfica del estado de Michoacán. Ciudad de México, México.
- Jackson, S. F., y K. J. Gaston.** 2008. Land use change and the dependence of national priority species on protected areas. *Global Change Biology* 14:2132-2138.
- Jesús De La Cruz, A., y J. Bello.** 2004. Estado actual de las poblaciones de venados (Mammalia: Cervidae) en el ejido de Oxolotán, Tabasco. Memoria IX simposio de venados de México. FMVZ-UNAM. ANGADI. UAEH Pachuca, México.
- López-Arévalo, H. F., S. Gallina, R. Landgrave, E. Martínez-Meyer, y L. E. Muñoz-Villers.** 2011. Local knowledge and species distribution models' contribution towards mammalian conservation. *Biological Conservation* 144:1451-1463.
- Mandujano, S., y A. González-Zamora.** 2009. Evaluation of natural conservation areas and wildlife management units to support minimum viable populations of white-tailed deer in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:237-250.
- Mandujano, S., y V. Rico-Gray.** 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus hays*) by the maya of central Yucatan, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 11:175-183.
- 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* (n. s.) 20:45-67.
- March, I. J., y S. Mandujano.** 2005. *Tayassu tajacu*. Pp. 524-527 in Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Olivas, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad -Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México, México.
- Naranjo, E. J., M. M. Guerra, R. E. Bodmer, y J. Bolaños.** 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon Forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 24:233-254.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, y A. T. Peterson.** 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Peres, A. C.** 1999. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.
- Peterson, A. T.** 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103:599-605.
- Peterson, A. T., V. Sanchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, y A. G. Navarro-Sigüenza.** 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195:229-236.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, y R. E. Schapire.** 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-236.
- Phillips, S. J., M. Dudik, y R. Schapire.** 2008. A brief tutorial on Maxent. Retrieved from <http://www-2.cs.cmu.edu/afs/cs/user/aberger/www/html/tutorial/tutorial.html>.

- Redford, K. H., y J. G. Robinson.** 1991. Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. Pp. 227-234 in Latin America mammalogy: history, biodiversity and conservation (Mares, M. A., y D. J. Schmidly, eds.). University of Oklahoma Press, Norman, EE.UU.
- Rempel, R.S., D. Kaukinen, y A.P. Carr.** 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Ríos-Muñoz, C. A., y A. G. Navarro-Sigüenza.** 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* 20:491-509.
- Rzedowski, J.** 1978. Vegetación de México. Limusa, Ciudad de México, México.
- Rzedowski, J.** 1990. Vegetación potencial. Iv.8.2. Atlas nacional de México. Vol II. Escala 1:4,000,000. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. A. Linaje, S. Sarkar, y A. T. Peterson.** 2005. Deforestation and extant distributions of mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sánchez-Cordero, V., y E. Martínez-Meyer.** 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97:7074-7077.
- Sánchez-Rojas, G., y S. Gallina.** 2007. Metapoblaciones, el reto en la biología de la conservación: el caso del venado bura en el bolsón de Mapimí. Pp. 115-124 in *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos* (Sánchez-Rojas, G., y A. Rojas-Martínez, eds.). Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, Pachuca, México.
- Scott, J. M., P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall, y F. B. Samson.** 2002. Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, EE.UU.
- Sowls, L. K.** 1984. The peccaries. University of Arizona Press, Tucson, EE.UU.
- Swets, J. A.** 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, y J. L. Palacio.** 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62:21-37.
- Villarreal, J. G.** 1999. Venado cola blanca: manejo y aprovechamiento cinegético. Unión Ganadera Regional de Nuevo León, Monterrey, México.
- Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan, y NCEAS Predicting Species Distribution Working Group.** 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14:763-773.

Sometido: 14 de marzo de 2011

Revisado: 23 de marzo de 2011

Aceptado: 23 de abril de 2012

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández