

Modelo de nicho ecológico, una herramienta para predecir la ubicación de Pasos de Fauna en la construcción de carreteras, caso de estudio la Sierra Huichol-Atengo, Jalisco.

^{1,2}José L. Ibarra-Montoya; ²Rigoberto Román; ²Karla Gutiérrez;

²Jacobo Gaxiola; ²Víctor Arias

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C.

Email: jibarra@ecologia.unam.mx

²SAP Servicios Ambientales Profesionales, S. C.

Email: rigoroman@gmail.com; karlotiong@hotmail.com; jacobo.sap@gmail.com;

victor.sap@gmail.com

Resumen

Los proyectos carreteros han sido considerados como obras que representan un beneficio social y económico, y mejoran la calidad de vida de los habitantes, por lo que representan un elemento importante de desarrollo. Sin embargo, causan efectos negativos sobre el ambiente, particularmente sobre la fauna del lugar. Las consecuencias del efecto barrera y los constantes atropellamientos provocan una disminución en las poblaciones de fauna. Estos efectos podrían mitigarse con la acertada ubicación y construcción de diferentes pasos de fauna. En México, la información derivada de los efectos negativos que provocan los proyectos carreteros hacia la fauna silvestre es aún muy escasa, por lo que en este documento se hace una revisión de la literatura referente a los efectos que las infraestructuras de transporte ejercen sobre la fauna y se presenta una propuesta metodológica que utiliza modelos de nicho ecológico, para la acertada ubicación de pasos de fauna, en un estudio de caso ubicado en la cuenca Huichol-Atengo en Jalisco, México.

Palabras clave: Pasos de fauna, MAXENT, diversidad, construcción de carreteras, fauna silvestre, nicho ecológico.

Abstract

Highway projects have been considered as works that represent a social and economic benefit, and improve the quality of life of the inhabitants, and therefore represent an important element of development. Yet they cause adverse effects on the environment, particularly on the fauna. The consequences of the barrier effect and the constant pedestrian accidents cause a decrease in wildlife populations. These effects could be mitigated with the correct location and construction of various wildlife crossings. In Mexico, the information derived from the negative effects that cause highway projects to wildlife is still very sparse, so in this paper provides a review of the literature on the effects of transport infrastructure have on wildlife and presents a methodology using ecological niche models for the accurate location of wildlife crossings, in a case study located in the Cuenca Huichol-Atengo in Jalisco, Mexico.

Keys words: wildlife crossings, MAXENT, diversity, construction of highway, wildlife, and ecological niche.

INTRODUCCIÓN

Los proyectos de construcción de carreteras han sido considerados como obras que representan un beneficio social y económico para las regiones, y mejoran la calidad de vida de los habitantes, por tanto se constituyen en un elemento importante de desarrollo. Sin embargo, la apertura de carreteras, al igual que todas las obras de infraestructura y actividades humanas, causan efectos negativos sobre el ambiente, cuya identificación y evaluación es importante para diseñar estrategias que eviten, mitiguen y compensen estos impactos. Entre los efectos ecológicos más significativos pueden citarse los siguientes:

i) fragmentación de ecosistemas; ii) alteración del ciclo hidrológico; iii) cambios micro climáticos; iv) ruido; v) contaminación de las aguas y suelo; y vi) la disminución de las poblaciones de especies tanto de flora como de fauna. En el caso de la fauna silvestre, los

principales efectos que las infraestructuras de transporte ejercen sobre sus poblaciones, se pueden agrupar en categorías que a continuación se describen brevemente.

Pérdida y fragmentación de hábitat

Consiste en la pérdida directa de superficie de los hábitats afectados por la construcción de la vía de transporte y sus márgenes. Sólo una adecuada elección del trazado puede reducir este impacto, evitando la alteración de las zonas que alberguen una mayor diversidad biológica o que contengan hábitats clave para la supervivencia de las especies más sensibles o amenazadas.

La fragmentación ocurre cuando un hábitat grande y continuo se reduce y se subdivide en dos o más fragmentos. Este fenómeno está casi siempre asociado a la tala de bosques para su conversión en otros usos de suelo (Ibarra-Montoya et al. 2011), pero también ocurre cuando el área es atravesada por una carretera, canal, línea de transmisión u otra obra de infraestructura que divide el área (Primack 1998). Si bien al abrir una carretera el área afectada de modo directo puede ser relativamente pequeña, la fragmentación del hábitat tiene dos efectos principales que amenazan la persistencia de las especies, denominados el efecto barrera y el efecto de borde.

Efecto barrera

Aunque es menos visible que otros efectos de las vías de transporte como el atropello de animales, el efecto barrera se considera el impacto ecológico más negativo de las infraestructuras de transporte. Este efecto se basa en la dificultad que tienen los animales para cruzar la superficie de la vía, ya sea debido a la existencia de obstáculos que impiden físicamente el cruce (por ejemplo vallados perimetrales o un intenso tráfico), o bien a consecuencia del rechazo que genera en muchos animales el cruce de una superficie asfaltada, sin refugios y altamente perturbada por el paso de vehículos, ruido, contaminación, etc. La dificultad para superar estas barreras y desplazarse entre los distintos fragmentos de hábitat, puede conllevar la extinción de determinadas poblaciones de fauna silvestre.

El efecto barrera impide la movilidad de los organismos o de sus estructuras reproductivas, lo que trae como consecuencia limitar el potencial de los organismos para su dispersión y colonización.

Muchas especies de insectos, aves y mamíferos no cruzan estas barreras, por lo tanto, las plantas que tienen frutos carnosos o semillas que se dispersan por estos animales se afectarán también. Debido a este fenómeno muchos animales que consumen recursos que se encuentran dispersos no pueden moverse libremente a través del terreno y las especies que dependen de ellos se ven limitadas en su alimentación, ya que no pueden pasar a los hábitats vecinos.

Según Primack (1998), las vías rompen la continuidad del dosel (estrato superior de los bosques y selva) e interrumpen las posibilidades de movilidad de los animales. Esto es especialmente válido para algunas especies de primates que no acostumbran descender a los estratos inferiores. Las barreras también pueden restringir la habilidad de los organismos de encontrar sus parejas, lo que puede llevar a la pérdida de su potencial reproductivo.

Se ha medido el efecto de los claros en las poblaciones de vertebrados en desiertos, pastizales, cultivos agrícolas y plantaciones forestales, y se ha encontrado que la carretera actúa como una barrera que inhibe a los animales para cruzar las vías. De acuerdo con Gómez et al. (2006) estos efectos se han demostrado en renos, osos y anfibios en América del Norte y en Europa.

El efecto barrera tiende a crear subpoblaciones, definidas como la población (o grupo) de poblaciones que resulta de la división de una población grande y continua en subpoblaciones pequeñas y parcialmente aisladas. Estas subpoblaciones fluctúan más ampliamente en el tiempo y tienen una mayor probabilidad de extinción que las poblaciones grandes (Primack 1998). Algunas de ellas tienen un tamaño tan pequeño que no alcanzan a ser viables, ya que no se dan los procesos reproductivos, lo que puede llevar a posibles extinciones locales. Adicionalmente, el proceso de recolonización se disminuye por las barreras impuestas por la vía, es posible que se afecten muchas especies cerca de la red de carreteras disminuyendo aun más la variabilidad genética entre las poblaciones (Forman y Alexander 1998).

Hacer que las carreteras sean más permeables, es decir, que las especies de fauna puedan atravesarlas, reduce la amenaza demográfica, pero al costo de un número mayor de atropellamientos. En contraste, incrementar el efecto barrera de las vías reduce la mortalidad,

pero acentúa el problema de las poblaciones pequeñas. El efecto barrera quizás afecta más especies y se extiende sobre un área más amplia que los efectos del atropellamiento o de la evasión a la carretera. En este sentido solo una adecuada ubicación y construcción de pasos de fauna podrían reducir este impacto.

Efecto de borde

El efecto de borde se presenta cuando un ecosistema es fragmentado y se cambian las condiciones bióticas y abióticas de los fragmentos (Kattan 2002). En el caso de carreteras este efecto se presentará en las inmediaciones o borde de la vía, donde se crearán condiciones con mayor temperatura, menor humedad, mayor radiación y mayor susceptibilidad al viento. Según lo reportado por Goosem (1997), ese efecto de borde puede penetrar 50m para aves, 100m para los efectos micro-climáticos y 300m para insectos.

Como consecuencia del efecto de borde se modifica la distribución y abundancia de las especies, cambiando la estructura de la vegetación y, por tanto, la oferta de alimento para la fauna. Estos cambios afectan ante todo las especies del interior del ecosistema que ha sido fragmentado, ya que pueden ser desplazadas por las especies que prefieren los espacios abiertos, que encuentran en nuevo hábitat condiciones más favorables para su supervivencia y reproducción.

El efecto que se produce es la introducción de especies de borde o generalistas en los hábitats de bosque y selva; las especies de fauna que están adaptadas para invadir y colonizar zonas alteradas son atraídas a los bordes y pueden penetrar al interior. Estas especies se sienten atraídas a estos nuevos hábitats y muchas de ellas son depredadoras de huevos y nidos de aves, lo que reduce el éxito reproductivo de las especies del interior (Goosem 1997).

Se han llevado a cabo varios estudios en donde se comprueba efectivamente que las densidades poblacionales del 60% de las especies de bosque y pastizales que viven cerca de los bordes de carreteras son inferiores a las densidades localizadas lejos de ellas (Reijnen et al. 1996). Similarmente, Ortega y Capen (1999) reportaron que la población de homeros (una especie de

ave sensible a la fragmentación) era menor en los fragmentos de bosques cercanos a las carreteras que en los distantes, por causa de los efectos de borde.

Mortalidad por atropello, colisión con vehículos u otras causas

Uno de los efectos más notorios que generan las vías de transporte es la muerte de los animales que intentan cruzar la vía y perecen debido a la colisión con los vehículos o a que son atropellados por estos. Las colisiones afectan a un amplio número de especies, desde aves y murciélagos, hasta grandes mamíferos, y los atropellos generan notables efectos en las poblaciones de anfibios (ranas, sapos, salamandras, etc.) o reptiles que intentan cruzar las calzadas. Otras causas de mortalidad asociadas a las infraestructuras de transporte son las trampas que comportan elementos como arquetas o pozos, en los que quedan atrapados muchos animales, o cunetas de paredes verticales, que constituyen barreras para animales de tamaño reducido, que les impiden acceder a los hábitats adyacentes una vez que han conseguido cruzar las calzadas. En su conjunto, por tanto, las vías de transporte y sus márgenes constituyen zonas con un alto riesgo de mortalidad para todos los individuos que los utilizan.

El atropellamiento de fauna es el impacto directo más fácil de reconocer en comparación con otros como la fragmentación, deterioro del ecosistema y cambios en el comportamiento de los animales, en especial porque constantemente en las carreteras se observan los cuerpos de los animales muertos, aunque en algunos casos los animales quedan en un estado que dificultan la identificación de la especie.

Con el rápido desarrollo de las ciudades y el aumento de las poblaciones humanas se ha incrementado la red vial, con lo cual ha surgido una nueva fuente de mortandad de animales que se ha venido convirtiendo en una amenaza cada vez mayor para las poblaciones de animales involucrados.

Diversas investigaciones se han realizado en el mundo, sobre todo en los Estados Unidos, algunos países europeos y Australia, las cuales revelan cifras preocupantes del número de animales atropellados y la amenaza que esto representa para algunas especies en el futuro. En los Estados

Unidos, el Centro de Investigación para la Vida Silvestre ha estimado que diariamente es atropellado un millón de animales en todas las autopistas del país (Noss 2002). Según Cupul (2002), en España mueren al menos 10 millones de animales cada año; en Finlandia ha habido una disminución en la densidad de la población de aves terrestres y en Canadá se ha observado una reducción significativa de la tortuga mordedora provocada por la alta mortalidad. Otros estudios más específicos que indican la cantidad de animales muertos en algunas carreteras se presenta en la Tabla 1. En la literatura revisada no se encontró ningún reporte de estudios realizados en México.

Tabla 1. Casos reportados de atropellamientos en el mundo.

Grupo	Ubicación de carreteras	Especies atropelladas	No. Animales atropellados/año	Referencia
Mamíferos	Parque Nacional Yellowstone, USA 1989-1996.	Alces, venados, bisontes, cabras, antílopes, osos grises, osos negros, lobos, coyotes, lincees, castores, mapaches.	117	Gunther et al., (2001).
	Autopista 441, Alachua Country, Florida, USA 2001-2001.	Ratas, zarigüeyas, coyotes, armadillos, venados, mapaches, zorros, nutrias, conejos, entre otros.	83	Barichivich y Dodd (2002).
	Autopista del Pacífico, Australia, 2000.	Zarigüeyas, roedores, zorros, murciélagos, koalas, conejos.	356	Taylor y Goldingay (2004).
Aves	Autopista 441, Alachua Country, Florida, USA 2001-2001.	Búhos, martines pescadores, cardenales, cernicalos, gorriones, palomas, entre otros.	101	Barichivich y Dodd (2002).
	Autopista del Pacífico, Australia, 2000.	Búhos, cacatúas, patos, palomas, loros, cuervos.	139	Taylor y Goldingay (2004).
Reptiles	Autopista 441, Alachua Country, Florida, USA 2001-2001.	Serpientes, tortugas, lagartos, cocodrilos.	161	Barichivich y Dodd (2002).
	Autopista del Pacífico, Australia, 2000.	Tortugas, lagartos, lagartijas, serpientes.	31	Taylor y Goldingay (2004).
Anfibios	Autopista 441, Alachua Country, Florida, USA 2001-2001.	Ranas	1647	Barichivich y Dodd (2002).
	Autopista del Pacífico, Australia, 2000.	Ranas y sapos	4	Taylor y Goldingay (2004).

Como puede observarse en la Tabla 1., son muy pocos los casos en el mundo que se reportan, de éstos los de Barichvich y Dodd (2002) muestran que el número de mamíferos atropellados en un año es menor que el de las aves, y que éste es a su vez menor que el de reptiles y anfibios. Por su parte, Taylor y Goldingay (2004) reportan tendencias opuestas, ya que el número de mamíferos es mayor que el de las aves, reptiles y anfibios. Por tanto, no se puede concluir que un grupo animal

es en particular más susceptible al atropellamiento, y es posible que esto dependa de otros factores intrínsecos a las condiciones del lugar y de la vía.

El índice de atropellamientos y su frecuencia están relacionados con diversos factores, tales como el flujo vehicular, la velocidad, la anchura de la vía, el comportamiento de las especies y la cobertura vegetal.

Con relación al aumento del flujo vehicular, se podría pensar que incide directamente en la cantidad de animales atropellados, pero las investigaciones no siempre corroboran esta hipótesis. Según Noss (2002) en la Florida USA, el oso negro que ahora se encuentra en la lista de especies amenazadas, tenía una tasa de mortalidad de 2-3 individuos por año en 1972, y se incrementó rápidamente a 44 individuos por año en 1989, producto del crecimiento vehicular en la zona. Sin embargo, Mazerolle (2003) encontró que la población de la especie de sapo *Bufo americanus* aumentó con el tráfico vehicular, aunque para tres especies de ranas *Rana clamitans*, *R. Pipens* y *R. Sylvatica*, detectaron el aumento de su mortalidad cuando varios individuos atravesaron las carreteras con una densidad del tránsito vehicular moderado. Para otra rana (*Pseudacris crucifer*) descubrieron que aumentó la mortalidad cuando bajo la densidad vehicular y, por fin que dos especies de salamandras no respondieron a las diferencias en el volumen de tránsito. Estos resultados muestran que la densidad poblacional es una característica influenciada por varios factores y que para determinar si depende directamente del flujo vehicular se deben realizar experimentos de campo en los que se controlen las demás variables.

Las altas velocidades de los vehículos en autopistas facilitan el atropellamiento de los animales. Según un estudio realizado en el Parque Nacional Yellowstone en Estados Unidos por Gunther et al. (2001), la implementación de señalización para restringir la velocidad disminuye la cantidad de casos de animales muertos.

Cupul (2002) describe que ciertos patrones estacionales de conducta, como cortejo, migraciones, reproducción apareamiento abundancia de especies y búsqueda de alimentos, entre otros, hacen

posible que haya una mayor cantidad de animales muertos en la vía en determinados periodos del año.

La mayor cantidad de atropellamientos de algunas especies de aves y mamíferos como las zarigüeyas ocurren después de la época reproductiva cuando los individuos jóvenes, que son los inexpertos, se aproximan a las carreteras. Por otro lado, los organismos altamente móviles pueden estar en desventaja con respecto a individuos cuyos territorios son más pequeños (Carr y Fahrig 2001).

Las carreteras suelen ser un elemento atractivo para ciertos animales por distintos motivos. Los reptiles, como culebras, lagartos e iguanas, al ser ectodérmicos o de sangre fría requieren regular su temperatura corporal mediante la absorción de calor del medio, por lo cual se acercan a las carreteras para aprovechar el calor absorbido por el pavimento, tanto en el día como en la noche (Cupul 2002). Algunos pájaros toman pequeños granos de arena del borde de la vía para tener una mejor digestión de las semillas, ciertos mamíferos se acercan a consumir las sales que se aplican para descongelar el hielo en la vías, y los ciervos y otros herbívoros se alimentan de la vegetación que crece junto a la carretera. También se ven amenazados los animales carroñeros como buitres, cuervos, coyotes y mapaches que se acercan a la vía para comer los animales que se encuentran muertos sobre ella (Noss 2002).

Además, los residuos orgánicos arrojados a la carretera son fuentes de alimento para distintos animales que se acercan a consumirlos y pueden ser atropellados (Cupul 2002).

El principal impacto del atropellamiento de animales se ve reflejado en la afectación de las poblaciones de las especies involucradas, más que todo en aquellas especies que se encuentran amenazadas o son vulnerables y, en menor medida, las especies más comunes y abundantes. El grado de perjuicio depende del tamaño de la población y de la capacidad reproductiva de la especie (Taylor y Goldingay 2004).

Los atropellamientos afectan igualmente a las personas que se ven involucradas en accidentes de fauna de gran tamaño en la medida en que pueden morir en ellos y se generan grandes costos económicos (Smathers 2001).

Funciones ecológicas de los márgenes

En este caso cabe distinguir entre dos aspectos: la infraestructura como hábitat (aunque de baja calidad y alto riesgo de mortalidad) y la vía como corredor de dispersión de especies.

Los taludes de las vías de transporte y las estructuras transversales como drenajes o túneles, constituyen un elemento atractivo para muchos animales. En sus márgenes especialmente si están cubiertos de vegetación secundaria (vegetación que crece en ambientes perturbados), se puede encontrar una gran variedad de especies, aunque la mayoría son especies comunes, oportunistas y con gran capacidad de colonización. Algunas especies como los topos y tlacuaches instalan sus colonias en los céspedes de las taludes, atrayendo así a depredadores como las lechuzas o zorros. En otras zonas también se está observando una gran proliferación de conejos y ratones en estos ambientes, que atrae a potenciales predadores como el coyote, u otras especies. Por otra parte, los murciélagos también resultan atraídos por las concentraciones de insectos alrededor de las lámparas en tramos iluminados, o ubican sus refugios diurnos entre las piezas de prefabricados de las estructuras transversales y algunos ofidios, especialmente al atardecer, son atraídos por el calor acumulado en el asfalto. Los ejemplos de animales que se sienten atraídos por elementos de las inmediaciones de las vías son muy numerosos, pero esto no tienen consecuencias positivas, ya que con frecuencia se trata de auténticas trampas, que los atraen hacia lugares con alto riesgo de mortalidad.

Otro efecto asociado a los márgenes de carreteras y ferrocarriles es la dispersión de especies y, aunque en ambientes muy transformados por la actividad humana los márgenes adecuadamente restaurados pueden actuar como corredores biológicos, también constituyen vectores de dispersión de especies invasoras.

Según lo encontrado en la revisión bibliográfica realizada, existe una gran variedad de medidas de manejo para mitigar el impacto causado por las carreteras a la fauna. Sin embargo, éstas solo han sido implementadas en algunos países desarrollados como Alemania, Francia, Suiza y los países bajos, donde además se han hecho esfuerzos de seguimiento de su efectividad, se considera necesario continuar con las investigaciones para determinar la salud y la densidad de estas poblaciones de fauna en el largo plazo.

Desafortunadamente, en la revisión de los estudios de impacto ambiental de proyectos desarrollados en México para la construcción de carreteras se encontró que básicamente se hace un diagnóstico de la fauna del área de influencia de las carreteras y no se plantean medidas para minimizar el efecto ecológico sobre la biodiversidad faunística, sino que se proponen medidas de compensación, que en la mayoría de los casos se limitan a la siembra de especies de plantas.

Se hace una invitación a las universidades y centros de investigación en México a que desarrollen estudios encaminados a la evaluación y manejo de los impactos negativos sobre la fauna generados por las carreteras. La literatura científica internacional relacionada con este tema es poca, y en México es muy escasa, por lo tanto, los esfuerzos dirigidos a llenar este vacío de conocimiento en el país serían un gran aporte para el logro de una adecuada gestión ambiental de proyectos de desarrollo.

De acuerdo a lo aquí expuesto se observa la necesidad de proponer nuevas metodologías que nos ayuden a determinar los sitios de ubicación de los pasos de fauna cuando se construye un trazo carretero, pues como se menciono, será necesario hacer más permeables las carreteras para que las especies de fauna puedan atravesarlas y exista una menor probabilidad de atropellamientos. Es irrefutable que esta permeabilidad debe coincidir con las zonas de mayor diversidad de especies dentro de la zona de influencia del trazo, así como con la presencia de los diferentes grupos de fauna asociada a los tipos de vegetación presentes en el proyecto.

Es por lo que a continuación se presenta una propuesta metodológica que utiliza el modelaje de los nichos ecológicos de los diferentes grupos faunísticos representados en el trazo carretero

ubicado en la cuenca Huichol-Atenco, Jalisco. El objetivo es tener el mayor número de elementos posibles que ayuden al conocimiento de las áreas de mayor diversidad de fauna y con ello, delimitar las zonas potenciales en el trazo para la ubicación de pasos de fauna.

El caso Huichol-Atengo, Jalisco, México.

Actualmente se construyen diferentes carreteras en la zona sur de la Cuenca Huichol-Atengo, en el estado de Jalisco; México (CDI 2012), la presencia de estos proyectos ha producido y producirá un gran número de bajas, por atropello en los vertebrados terrestres, y además supone un obstáculo para el movimiento de estos animales. Esta situación se ha presentado en varias ocasiones en al menos dos carreteras que ya están funcionando (Puente Camotlan-Tuxpan de Bolaños y Huejuquilla-Santa Cruz, Jalisco). Durante la construcción de estas vías no se consideró la construcción de pasos de fauna, lo que ha llevado a generar probablemente un efecto barrera en las poblaciones faunísticas de la zona y un sin número de atropellamientos. Desafortunadamente, México no cuenta con información disponible o bien es escasa, en el tema de la ubicación y construcción de diferentes pasos de fauna en las vías carreteras. Si bien, existen documentos que mencionan los tipos de adaptaciones que se deben hacer a las obras hidráulicas de las carreteras para que funcionen como pasos de fauna, es un hecho que no necesariamente estas obras funcionan como tal, y esto se debe principalmente a que no se realizan estudios previos que ayuden a la determinación exacta de la ubicación de los pasos de fauna.

Cabe mencionar que esta no es una tarea fácil, ya que se requiere del análisis integrado de distintas disciplinas como la biología, la ecología, la botánica, la zoología, la sociología, la ingeniería, etc., para determinar los sitios en donde se ubicarán los pasos de fauna. Se deben considerar una serie de factores: i) el nicho ecológico de las especies faunísticas; ii) la historia de vida de los diferentes organismos que conforman la fauna; iii) las interacciones que mantienen con la flora del lugar, es decir; si son polinizadores, dispersores, herbívoros etc.; iv) el análisis de la asociación de la fauna con el tipo de vegetación; v) la presencia de los diferentes grupos

faunísticos por el trazo carretero; vi) los registros de presencia de los grupos faunísticos que están en las colecciones zoológicas; y vii) los avistamientos de las personas del lugar.

Como respuesta a este problema las instancias federales como SEMARNAT, exige como medida correctora, en materia de impacto ambiental de proyectos de carreteras, el establecimiento de pasos de fauna específicos y la adecuación de obras hidráulicas y otros pasos superiores o inferiores para que actúen como pasos de fauna complementarios.

Atendiendo a lo anterior, se plantea una metodología que utiliza modelos de nicho ecológico para ayudar a determinar las zonas más probables en donde se tendrían que ubicar los diferentes pasos de fauna de un proyecto. En este caso el proyecto es “Modernización y ampliación del camino (Tuxpan de Bolaños-Mesa del Tirador) Crucero del Pescado-Ocota de la Sierra” ubicado en la cuenca Huichol-Atengo, Jalisco.

La metodología que se propone esta basada en la modelación de nicho ecológico, mediante un programa denominado “MAXENT” propuesto por Phillips et al. (2006). Estos modelos de nicho ya han sido utilizados con éxito en diversas disciplinas que incluyen la distribución geográfica de las especies, como por ejemplo: la determinación de las zonas de distribución potencial de las especies terrestres (Peterson et al. 2001) y especies acuáticas (Zambrano et al. 2006, Ibarra-Montoya et al. 2010), en trabajos de conservación, en los análisis de la distribución de especies en peligro de extinción, especies endémicas, en la distribución de la biodiversidad de una determinada área, así como en la construcción de los diferentes corredores biológicos en función del paso de los organismos de talla grande, como por ejemplo el jaguar, el puma, etc. (Anderson et al. 2002; CONABIO 2010).

La premisa de esta metodología es detectar la presencia (en campo y en las diferentes bases de datos) de los diferentes grupos faunísticos de la zona del proyecto y modelar su distribución potencial. Con la información de los modelos se conocerán las zonas dentro del trazo carretero, en donde se tendría que poner una mayor atención para la ubicación de los pasos de fauna. El especialista tendrá una línea base más amplia y con más elementos, de la cual partir para

determinar la ubicación exacta de los pasos de fauna en cualquier proyecto de construcción de carreteras.

Área de estudio

El proyecto está ubicado en la cuenca Huichol-Atengo, Jalisco; mientras que el trazo que se va a modernizar está ubicado en las coordenadas: inicio, en el Pescado X 600446.43; Y 2410237.58 y final en Ocota de la Sierra X 581416.42; Y 2416762.95. El trazado tiene una orientación de este a oeste (Figura 1), coincidiendo con un incremento del gradiente altitudinal. Los cultivos y pastizales dominan el paisaje en los primeros 13 Km., del trazo, aunque después del kilómetro 5, hay una zona de selva baja caducifolia que se mezcla con elementos de vegetación riparia del río Camotlan. La vegetación de los siguientes 2 Km., corresponde a un mosaico de vegetación de la selva baja caducifolia, dominando especies como *Bursera fagaroides*, *B. penicilata*, *Ficus petiolaris*, *Acacia pennata*; del bosque de galerías especies como *Taxodium mucronatum*, y *Guazuma ulmifolia* y algunos elementos de bosque de encino como *Quercus crassipes*, este mosaico se presenta debido a que el trazo pasa por el río Camotlan. La vegetación del resto del trazo corresponde a un mosaico de encinares y pinares con especies representativas como *Quercus castanea*, *Q. resinosa*, *Q. magnifolia*, *Q. crassipes* y *Pinus oocarpa*.

La zona tiene una gran riqueza faunística, entre la que destaca importantes poblaciones de grandes herbívoros tales como el venado (*Odocoileus virginianus*), el jabalí (*Pecari tajacu*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el coyote (*Canis latrans*), y depredadores como el ocelote (*Herpailurus yagouarundi*) y tigrillo (*Lynx rufus*).

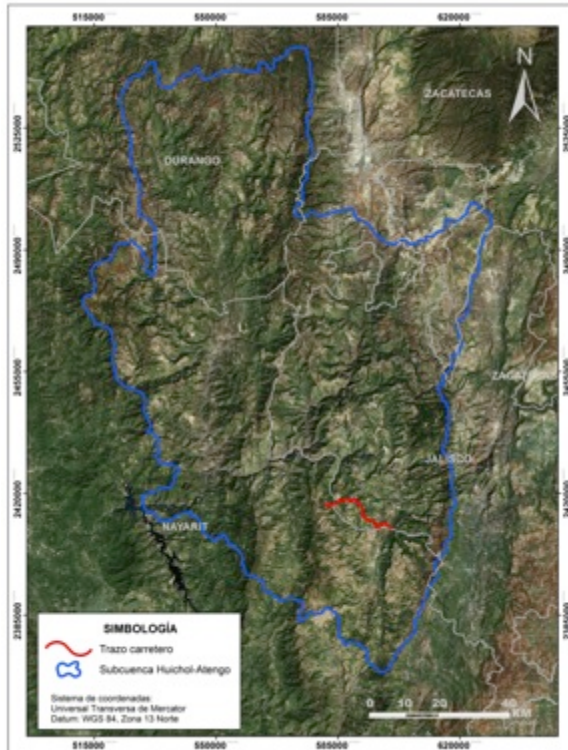


Figura 1. Ubicación del trazo carretero dentro de la cuenca Huichol-Atengo, Jalisco.

Metodología

Modelo de Nicho Ecológico (MAXENT)

Se utiliza el enfoque de máxima entropía (MAXENT) para modelar el nicho ecológico y predecir la distribución potencial de las especies que conforman la fauna reportada para el sistema ambiental del proyecto. Se utilizó la versión de escritorio 3.3.0. de noviembre 2011 (Phillips et al. 2006; Phillips y Duddick 2008). En general, MAXENT identifica asociaciones no aleatorias entre presencias conocidas de cada una de las especies y características ambientales, en una determinada área de estudio, para generar un modelo de nicho ecológico (es decir, un conjunto de condiciones ecológicas habitables por la especie); luego MAXENT identifica el conjunto de tales condiciones en el área de estudio y produce un mapa de presencia-ausencia.

MAXENT ha sido utilizado ampliamente para estimar la distribución potencial de los grupos de fauna terrestres con una gran precisión (Anderson et al. 2002; Peterson et al. 2002a; 2002b). Una explicación detallada de los aspectos técnicos de MAXENT se puede revisar en Phillips et al.

(2006). El procedimiento general de MAXENT aplicado para generar los modelos de nicho para cada una de las especies de fauna descritas en el presente estudio es el siguiente:

- I. Se generaron coberturas (en formato tipo “*raster*”) de parámetros ambientales, utilizando un polígono que delimita el área modelada. Para obtener un modelado con mayor precisión se decidió utilizar un polígono de la cuenca Huichol-Atengo que cubre los estados en donde confluye el sistema ambiental: Jalisco, Nayarit, Zacatecas y Durango.
- II. Los parámetros ambientales se obtuvieron de los “*shapes*” que se encuentran en la página de CONABIO (clima, eco regiones, edafología, precipitación anual, regiones biogeográficas, temperatura, y uso de suelo y vegetación). Antes de modelar la distribución potencial de cada especie se llevó a cabo un análisis de correlación canónica (Sokal y Rohlf 1994), para determinar los parámetros ambientales que determinarían la distribución potencial de cada especie. Se construyó un sistema de información geográfica utilizando el ArcMap 9.2 (GIS, ESRI, 1999-2001), enmascarando el análisis para el polígono de la zona del proyecto. La resolución definitiva (tamaño de píxel) de todas las coberturas fue de 2.5 Km².
- III. Las coordenadas geográficas para cada especie se obtuvieron de la base de datos de proyectos de CONABIO, la cual fue proporcionada a través de la Coordinación de Información y Servicios Externos. Solo se incluyeron aquellos registros que se encontraban dentro de la zona de influencia del proyecto.
- IV. Se incluyeron los registros de las especies registradas en campo por la zona de influencia del proyecto.
- V. Debido a la poca información de la presencia de los organismos en campo, se procedió a obtener información de ellos en la literatura; se buscaron datos que nos dieran un indicio de los diferentes nichos de cada una de las especies modeladas. Estos datos fueron: lugar donde se alimenta, sitios de apareamiento, síndrome de dispersión, síndrome de

- polinización en el caso de los murciélagos, altitud preferencial, vegetación preferencial, etc. (Ceballos 2005).
- VI. Utilizando las coberturas de los parámetros y los datos de presencia de cada una de las especies, se llevó a cabo el modelaje con MAXENT.
 - VII. Debido a que MAXENT produce resultados de alguna manera diferentes de una corrida a la siguiente, utilizando la misma entrada de datos, se desarrollaron 100 modelos de predicción independientes para cada especie, y se eligieron un subconjunto de los mejores 10 modelos basado en dos criterios: i) fue seleccionado un primer conjunto de 20 modelos con menos del 10% de error por omisión y; ii) de ellos, se seleccionaron los 10 modelos más cercanos a la media en las zonas donde la especie fue predicha como presente (Anderson et al. 2003). Estos 10 modelos fueron examinados en un Sistema de Información Geográfica (SIG), y se generó un mapa de consenso con los valores de píxel de 0 a 10, donde el 0 representa las áreas en las que todos los modelos predicen la ausencia de la especie y el 10 representa las zonas donde todos los modelos están de acuerdo en la predicción de la presencia de la especie. MAXENT produce mapas con diferentes probabilidades de predicción, para efectos de tener mayor certeza en los modelos, se consideraron los valores del 75 al 99% de probabilidad, el resto del área predicha se omitió.
 - VIII. Se generó un mapa por cada grupo faunístico (Tabla 2.), posteriormente y con ayuda del ArcMap, se realizó una sumatoria de “*raster*”, clasificando los grupos faunísticos en: mamíferos pequeños, mamíferos medianos-grandes y mamíferos grandes.
 - IX. Como resultado final se obtuvieron cuatro mapas que muestran la distribución potencial de los grupos faunísticos antes mencionados y un mapa de distribución potencial de la diversidad faunística presente por el trazo.

Resultados

A partir de las proyecciones potenciales de nicho ecológico de cada una de las especies modeladas (Tabla 2) se generaron tres mapas que predicen las zonas de mayor probabilidad de paso de la fauna del área de estudio.

Tabla 2. Especies de fauna modeladas para el análisis.

Grupo faunístico	Especie	Nombre común	Registro	
Mamíferos pequeños	<i>Myotis thysanodes</i>	Murciélago	Literatura	
	<i>Choeronycteris mexicana</i>	Murciélago	Literatura	
	<i>Leptonycteris curasoae</i>	Murciélago hocicudo	Literatura	
	<i>Leptonycteris nivalis</i>	Murciégalo hocicudo	Literatura	
	<i>Liomys irroratus</i>	Ratón espinoso	Campo	
	<i>Nelsonia neotomodon</i>	Rata	Campo, literatura	
	<i>Neotoma mexicana</i>	Rata magueyera	Campo, literatura	
	<i>Peromyscus levipes</i>	Ratón	Campo, literatura	
	<i>Peromyscus spicilegus</i>	Ratón piñonero	Literatura	
	<i>Peromyscus boylii</i>	Ratón	Literatura	
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	Ratón	Literatura	
	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	Ratón	Literatura	
	<i>Sciurus aureogaster</i>	Ardilla gris	Campo, literatura	
	<i>Sciurus nayaritensis</i>	Ardilla rojiza	Campo, literatura	
	Mamíferos medianos-grandes	<i>Bassiriscus astutus</i>	Cacomiztle	Literatura
<i>Conepatus mesoleucus</i>		Zorrillo	Campo	
<i>Didelphys marsupialis</i>		Tlacuache	Campo, literatura	
<i>Lepus callotis</i>		Liebre torda	Literatura	
<i>Mephitis macroura</i>		Zorrillo, listado	Campo	
<i>Nasua narica</i>		Tejón	Campo, literatura	
<i>Pappogeomys bulleri</i>		Tuza	Literatura	
<i>Pecari tajacu</i>		Pecarí de collar	Campo, literatura	
<i>Procyon lotor</i>		Mapache	Campo, literatura	
<i>Sylvilagus floridanus</i>		Conejo	Literatura	
<i>Urocyon cineroargenteus</i>		Zorra gris	Literatura	
<i>Urocyon lotor</i>		Zorra gris	Campo, literatura	
Mamíferos grandes		<i>Canis latrans</i>	Coyote	Literatura
		<i>Herpailurus yagouarundi</i>	Jaguarondi	Literatura
		<i>Lynx rufus</i>	Lince, gato montes	Literatura
	<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	Campo, literatura	

Las predicciones de los tres modelos, identifican una zona de mayor presencia de fauna dentro del trazo del proyecto, esta área corresponde a una zona altamente conservada de: i) la selva baja caducifolia y ii) el bosque de encino y pino (Figura 2, 3, 4 y 5) siendo además una zona de gran heterogeneidad ambiental. Estos resultados coinciden con las diferentes hipótesis de distribución de fauna propuestas por Ceballos (2005). Este autor menciona que las comunidades faunísticas en general se distribuyen en los tipos de vegetación que se encuentran mejor conservados y que además presentan continuidad (Figura 5).

Dentro del sistema ambiental del proyecto, la zona en donde se presenta una vegetación continua, es decir, una cubierta vegetal no fragmentada es en la vegetación de pino, encino y pino-encino, la cual está ubicada después del Km 22 del trazo, ésta es la misma área que el modelo predijo como la mejor (más probable) para ubicar los pasos de fauna.

Hay otra zona dentro del trazo carretero que el modelo predice como importante para la ubicación de los pasos de fauna. Es la que corresponde al tipo de vegetación de selva baja caducifolia, presente en las cañadas y cerca del río Camotlan. La presencia de pequeños y medianos mamíferos (Figura 5) es muy importante en esta zona ya que muchas de estas especies mantienen una estrecha relación con la flora de este tipo de vegetación. Por ejemplo, algunos roedores, zorras y mapaches se alimentan de los frutos de ciertas burseras (*Bursera fagaroides*, *B. bipinnata* y *B. biflora*) y tepames (*Acacia penatula* y *A. farmesiana*) que sirven como dispersores de semillas. Muchas especies de plantas son polinizadas por murciélagos, los cuales también utilizan los pasos de fauna y los depredadores, generalmente mamíferos grandes que visitan este tipo de vegetación en búsqueda de alimento. Esta actividad se incrementa en la época de lluvias, cuando las especies de flora presentan hojas y flores.

En el caso de los roedores, según Ceballos (2005), tienen nichos ecológicos ubicados en zonas de pastizal, nuestro modelo de nicho, (Figura 2) predijo una zona de mayor probabilidad ubicada dentro de este tipo de vegetación.

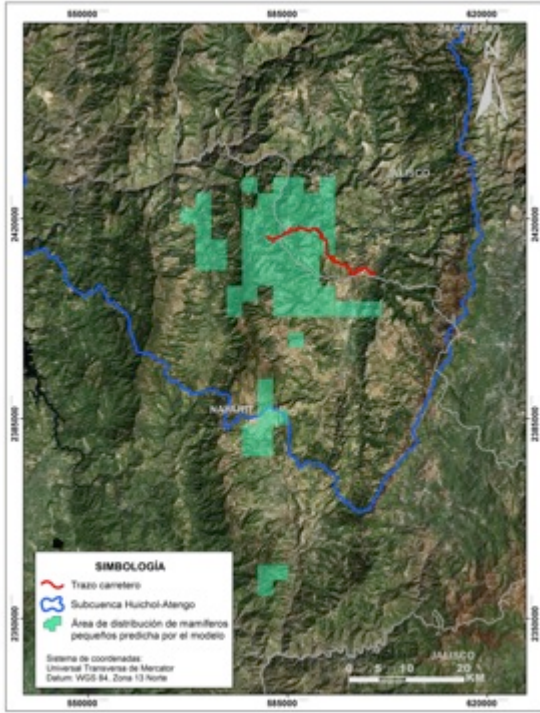


Figura 2. Distribución potencial de los mamíferos pequeños dentro del trazo, según el modelo de nicho ecológico.

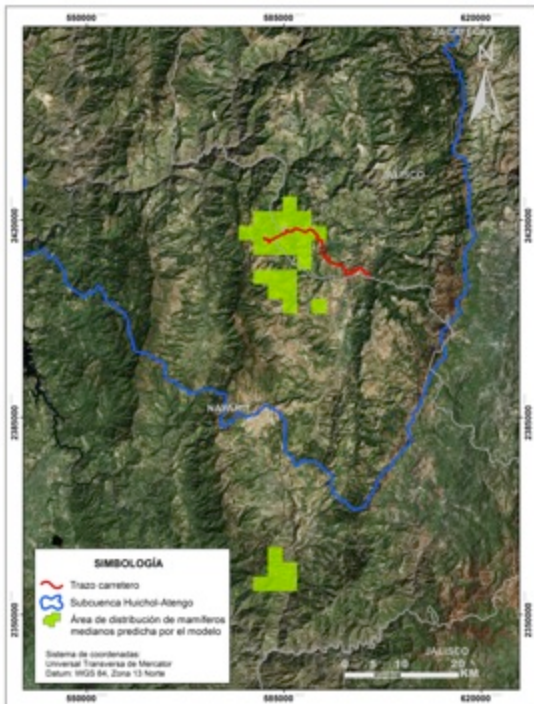


Figura 3. Distribución potencial de los mamíferos medianos-grandes dentro del trazo, según el modelo de nicho ecológico.

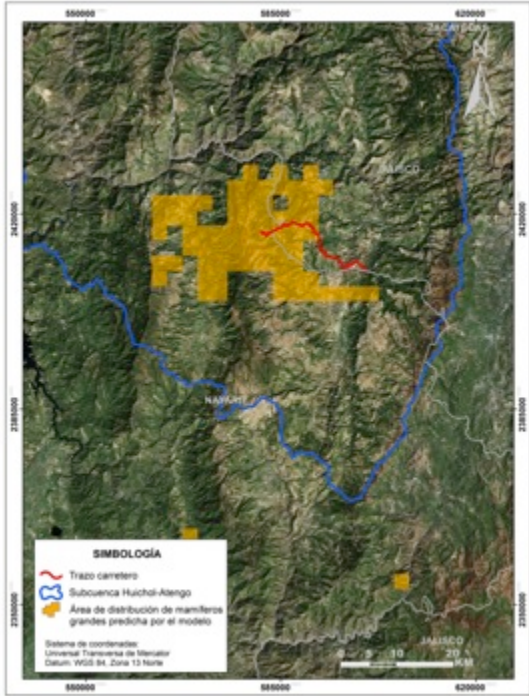


Figura 4. Distribución potencial de los mamíferos grandes dentro del trazo, según el modelo de nicho ecológico.

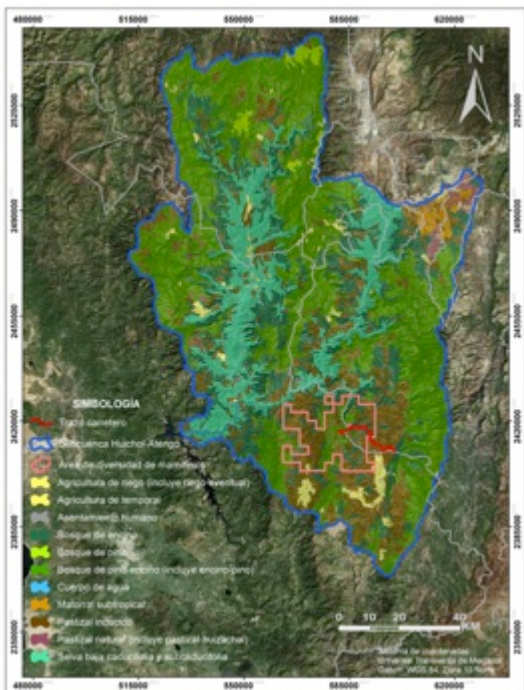


Figura 5. Distribución potencial de la diversidad faunística dentro del trazo, según el modelo de nicho ecológico y el uso de suelo y vegetación de la cuenca Huichol-Atengo (INEGI 2009).

Conclusiones

Aplicar los modelos de nicho ecológico de los diferentes grupos faunísticos, demostró ser una metodología confiable para ubicar zonas idóneas de ubicación de pasos de fauna en el trazo carretero del ejemplo expuesto.

Es esperanza que este estudio pueda ayudar a identificar los sitios específicos en los que se recomiende realizar pasos de fauna, así como acciones de conservación y restauración, principalmente del uso del suelo y vegetación de la zona de influencia del proyecto carretero, y que tales esfuerzos puedan orientarse en una estrecha coordinación entre las poblaciones locales, autoridades, constructoras y la academia.

Referencias

- Anderson R., Lew D., Peterson A. (2003). Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modeling* 162, 211-232.
- Anderson R., Peterson A., Gómez-Laverde M. (2002). Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98, 3-16.
- Barichivich W., Dodd C. (2002). The effectiveness of wildlife barriers and underpasses on U.S. highway across Payne Prairie State Preserve, Alachua County, Florida. Phase II Post-Construction. Florida Department of transportation Contract No. BB-854.
- Carr L., Fahrig L. (2001). Effects of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15(4), 1071-1078.
- CDI (2012). Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas.
- Ceballos G. (2005). Los mamíferos silvestres de México. Editorial Fondo de Cultura Económica.
- CONABIO (2010). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cupul F. (2002). Víctimas de la carretera: fauna apachurrada. *Gaceta CUC*. Departamento de Ciencias: Centro Universitario de la Costa. México.

- Forman R., Alexander L. (1998). Roads and their major ecological effects. En *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207-231.
- Goosem M. (1997). Internal fragmentation: the effects of roads, highways and powerline clearing on movements and mortality of rainforest vertebrates, pp 241-255. En: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. W. F. Laurance y R.O. Bierregard juniors (eds). University of Chicago Press, Chicago.
- Gunther K., Biel M., Robinson H. (2001). Influence of vehicle speed and vegetation cover-type on road-killed wildlife in Yellowstone National Park. Pp. 42-51. En: *Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. 7th Annual Meeting of the Wildlife Society. Nashville, Tennessee. 178p.
- Ibarra-Montoya J., Román R., Gutiérrez K., Gaxiola J., Arias V., y Bautista M. (2011). Change in cover land use in the north of Jalisco, Mexico. An analysis of the future in a context of climate change. *An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. (6): 2, 111-128.
- Ibarra-Montoya J., Rangel-Peraza G., González-Farías F., De Anda J., Zamudio-Reséndiz E., Martínez-Meyer E., y Macías-Cuellar H. (2010). Ecological niche model to predict the potential distribution of phytoplankton in the Aguamilpa Dam, Nayarit. Mexico. *Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. (5): 3, 60-75.
- INE (2009). Instituto Nacional de Ecología. Continuo nacional del conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación 1:250 000, serie T3, México DF. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Kattan G. (2002). Fragmentacion: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata M. y G. Katta (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR, Cartago.
- Noss R. (2002). The ecological effects of roads. <http://www.eco-action.org/dt/roads.html> 2002
Consultada el 10 de noviembre de 2011.

- Ortega Y., Capen D. (1999). Effects of forest roads on habitat quality for ovenbirds in a forested landscape. En: *The Auk* 116(4), 937-946.
- Peterson A. (2001). Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103, 599-605.
- Peterson A., Ball G., Cohoon K. (2002a). Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modeling methods. *Ibis* 144, 27-32.
- Peterson A., Ortega-Huerta M., Bartley J., Sanchez-Cordero V., Soberon J., BUddemeier W., Stockwell D. (2002b). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626-629.
- Philips S., Anderson R., Schapire R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259.
- Phillips S., Dudik M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.
- Primack (1998). Essentials of conservation biology. "ed. *Sinaeur*. 659p.
- Reijnen R., Foppen R., Meeuwsen H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. En: *Biological Conservation* 75, 255-260.
- Sokal R., Rohlf J. (1995). *Biometry*. The principles and practice of statistics in biological research. State University of New York at Stony Brook. 887 p.
- Smathers W. (2001). The socioeconomic impacts of wildlife-vehicle collisions. Pp: 21 En: *Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socioeconomic dilemma*. 7th Annual Meeting of the Wildlife Society. Nashville,, Tennessee. 178p.
- Taylor B., Goldingay R. (2004). Wildlife roadkills on three major roads in North-Eastern New South Wales. En : *Wildlife Research* 31, 83-91.
- Zambrano L., Martinez-Meyer E., Peterson A. (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 1903-1910.