



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría En Recursos Bióticos

EFECTO DE LA MATRIZ EN UN PAISAJE FRAGMENTADO SOBRE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN EL ESTADO DE GUANAJUATO, MÉXICO.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestría en Ciencias - Recursos Bióticos

Presenta

María Eugenia Espinosa Flores

Dirigido por

Dr. Carlos Alberto López González

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre, 2014



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría En Recursos Bióticos

EFFECTO DE LA MATRIZ EN UN PAISAJE FRAGMENTADO SOBRE LA
RIQUEZA DE ESPECIES DE MAMÍFEROS TERRESTRES EN EL ESTADO DE
GUANAJUATO, MÉXICO.

Opción de titulación
Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestría en Recursos Bióticos

Presenta:
Biol. María Eugenia Espinosa Flores

Dirigido por:
Dr. Carlos Alberto López González

Dr. Carlos Alberto López González
Presidente

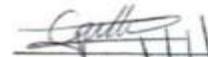
Dr. Mircea Gabriel Hidalgo Mihart
Secretario

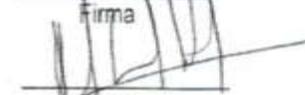
M. en C. Nalleli Elvira Lara Díaz
Vocal

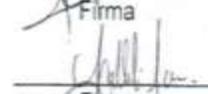
M. en C. Hugo Luna Soria
Suplente

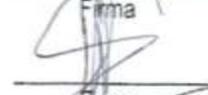
Dr. Gerardo Sánchez Rojas
Suplente

Dra. Teresa García Gasca
Directora de la Facultad de Ciencias
Naturales

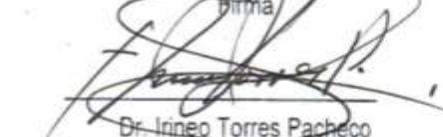

Firma


Firma


Firma


Firma


Firma


Dr. Irineo Torres Pacheco
Director de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre, 2014

RESUMEN

La fragmentación del hábitat representa una de las principales amenazas para la biodiversidad en la actualidad. Durante el proceso de fragmentación, los parches remanentes experimentan una reducción en su tamaño e incremento en su aislamiento. Por lo que las especies en los parches se encuentran en un mayor riesgo de extinción. En los estudios de fragmentación, la matriz del paisaje es considerada como homogénea, inhóspita y ecológicamente irrelevante. Sin embargo, se ha reconocido que tiene un impacto importante para las especies ya que tiene diversos roles importantes. Actualmente más del 60% de la superficie de Guanajuato esta representada por zonas de cultivos que están siendo desplazadas por zonas industriales, por lo que objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la matriz y de las características de los parches (tamaño, forma y aislamiento) sobre la riqueza de especies de mamíferos terrestres. Se colocaron trampas cámara y trampas sherman para el registro de mamíferos pequeños y medianos en 12 sitios. Para ambos métodos se construyeron curvas de acumulación de especies para obtener la eficiencia de muestreo. Las características de los parches se obtuvieron con Patch analyst y se realizó una clasificación supervisada de una imagen de satélite para obtener la calidad de la matriz. Se documentaron un total de 26 especies (13 con trampas cámara y 13 con trampas Sherman). Los MLG indicaron que para los mamíferos registrados mediante cámaras las matrices más grandes tienen un efecto mayor. Lo cual significa que son más sensibles a la fragmentación. Por su parte, la riqueza de roedores está mas influenciada por las características de los parches. Posiblemente, porque estas especies dependen más del microhábitat.

(Palabras clave: Matriz, fragmentación, mamíferos)

SUMMARY

Nowdays, hábitat fragmentation is a major threat to biodiversity. During the fragmentation process, the remaining patches experience a reduction in size and increased isolation. Thus, species in the patches are at greater risk of extinction. In studies of fragmentation, the landscape matrix is considered homogeneous, inhospitable and ecologically irrelevant. However, it has been recognized as having a significant impact for species, because has several important roles. Currently over 60% of the surface of Guanajuato is represented by areas of croplands that are being displaced by industrial areas, so aim of this study was to evaluate the effect of the matrix and the characteristics of the patches (size, shape and isolation) on the species richness of terrestrial mammals. We used camera traps and Sherman traps to record small and medium sized mammals in 12 sites. For both methods species accumulation curves were constructed to obtain sampling efficiency. The characteristics of the patches were obtained with Patch analyst and a supervised classification of satellite image was performed to obtain the quality of the matrix. A total of 26 species (13 camera traps and 13 Sherman traps) were documented. The GLM indicated that for mammals recorded by cameras, larger matrices have a greater effect. Thus, they are more sensitive to fragmentation. The species richness of rodents is more influenced by attributes of the patch. Possibly, because these species are more dependent microhabitat features.

(Key words: Matrix, fragmentation, mammals)

AGRADECIMIENTOS

A Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por proporcionarme una beca escolar sin la cual no podría haber realizado el posgrado

A Valeria Agoitia, Ángel Arroyo, Karla Camargo, Fernanda Cruz, Fernando Espinosa, Denya Laguna, Asdrubal Leal, Abigail Ocaña, Mayra Sosa, Socorro Tafoya y Alicia Torres por acompañarme a las distintas salidas de campo.

A todos los propietarios de las 12 comunidades, por el permiso de entrar a sus propiedades y en ocasiones acompañarnos a los muestreos.

A los delegados de Apaseo el Alto, Galvanes, Jauregui, Arreguin de Arriba, El Terrero, La Estancia del Carmen, Los Fierros, La Concepción, El Fénix y San Pablo Pejo por facilitar la obtención de los permisos y en algunos casos por su compañía y asesoría.

Al Director del Instituto Municipal de Ecología de Celaya (IMEC) M. en C. Leobardo Cornejo y a Charlie por acompañarme en la obtención de los permisos en los sitios de Celaya y por cargarme por 400 metros hacia la camioneta cuando me fracturé la pierna en campo.

A Dr. Carlos Alberto López González por permitirme trabajar en lo que me gusta y apoyarme en todo.

A mis sinodales Dr. Mircea, M. en C. Nalleli, M. en G. Hugo, y Dr. Gerardo por su ayuda y apoyo en la elaboración de este trabajo.

A mis compañeros del Laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales, por hacer mis días en el laboratorio entretenidos y divertidos.

A mi familia por el apoyo durante toda la maestría y mi vida. Especialmente a mi papá por acompañarme a cada una de las salidas y a mi mamá por todas las atenciones que tuvo conmigo y mis compañeros... ¡me facilitó la vida! A mi cuñado Ricardo por prestarme su camioneta tantas veces. A Sam y a Celic, por ayudarme a lavar trampas y a preparar todo. A mis hermanos mayores (Rosalba y Atila) no le agradezco nada a mis. Finalmente a Abby por aceptarme por quien soy y por todo lo que significa para mí.

TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN.....	8
2. OBJETIVOS	12
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	12
2.2 OBJETIVO PARTICULAR.....	12
3. HIPÓTESIS.....	13
4. METODOLOGIA.....	13
4.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	13
4.2 SELECCIÓN DE SITIOS.....	14
4.3 MONITOREO DE MAMÍFEROS TERRESTRES.....	16
4.4 CLASIFICACIÓN DE LA MATRIZ.....	16
4.5 CARACTERÍSTICAS DE LOS PARCHES	17
5. ANÁLISIS DE DATOS.....	18
5.1 MAMÍFEROS TALLA MEDIANA Y GRANDE.....	18
5.2 MAMIFEROS PEQUEÑOS.....	19
6. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	20
7. RESULTADOS	22
8. DISCUSIÓN.....	40
9.REFERENCIAS.....	46
10. ANEXO 1.....	58
11. ANEXO 2.....	59
12. ANEXO 3.....	60
13. ANEXO 4.....	61
14. ANEXO 5.....	67

15.ANEXO 6.....	69
16. ANEXO 7.....	70
17. ANEXO 8.....	78
18.ANEXO 9.....	81

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. Modelos lineales generalizados.....	21
TABLA 2. Especies de mamíferos registradas en los 12 sitios de monitoreo.....	23
TABLA 3. Riqueza observada y esperada de mamíferos terrestres registrados mediante las trampas cámara.....	24
TABLA 4. Tamaño de buffers para cada grupo de especies determinadas por el PCA	27
TABLA 5. Especies de roedores registrados en los 12 sitios de monitoreo.....	30
TABLA 6. Éxito de captura y eficiencia de muestreo de roedores.....	31
TABLA 7. Características de los parches y calidad de la matriz en los 12 sitios de monitoreo.....	36

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo seleccionados al azar	15
Figura 2. Comparación de la riqueza de especies por medio de las curvas de rarefacción en los 12 sitios de monitoreo.....	25
Figura 3. Agrupamiento de las especies mediante el análisis de componentes principales.....	27
Figura 4. Análisis de agrupación de similitud (índice de Jaccard).....	28
Figura 5. Análisis de agrupación de similitud (índice de Morisita).....	32
Figura 6. Análisis de agrupación de acuerdo a la similitud (índice de Jaccard) en la riqueza de especies en los 12 sitios de monitoreos	33
Figura 7. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad A de la matriz.....	37
Figura 8. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad B de la matriz.....	38
Figura 9. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad C de la matriz.....	39

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la fragmentación del hábitat representa una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (Fahrig, 2003). La fragmentación de hábitat es un proceso relacionado con los cambios en la estructura de un paisaje y que provoca cuatro efectos sobre el hábitat: 1) reducción en la cantidad de hábitat, 2) incremento del número de parches, 3) reducción en los tamaños de los parches y 4) incremento en el aislamiento de los parches (Fahrig, 2003). Adicionalmente, los efectos sobre las especies que están restringidas a los parches de hábitat posterior a la fragmentación, experimentarán un mayor riesgo de extinción debido a la reducción en su tamaño poblacional, dispersión, hábitat disponible y en el flujo genético (McGarigal y Cushman, 2002).

El estudio de la fragmentación del hábitat está basado en la teorías de biogeografía de islas y de metapoblaciones, ambas asumen una perspectiva binaria del paisaje (*i.e* hábitat/no hábitat), donde los organismos se acumulan dentro de los parches de hábitat (MacArthur y Wilson, 1967; Hanski y Gaggiotti, 2004) y se dispersan entre parches a través de la matriz que es considerada como homogénea, inhóspita e irrelevante para las especies (McIntyre y Hobbs, 1999; Rodewald, 2003; Manning *et al.*, 2004). Por lo que las características de los parches (*e.g* tamaño, aislamiento, forma) son las que describen la distribución, abundancia y riqueza de las especies, mientras que las características de la matriz que rodea a los parches son ignoradas (Davies *et al.*, 2001).

No hay duda de que el tamaño y aislamiento de los parches influyen en la riqueza y ocurrencias de las especies (Andrén, 1994; Tischendorf y Fahrig, 2000). El tamaño del parche esta correlacionado con la cantidad de recursos disponibles (Ravan y Roy 1997), por lo que se espera que parches más grandes soporten poblaciones más grandes y un mayor número de especies (Lefkovitch y Fahrig,

1985). El aislamiento está relacionado con el grado de conectividad entre parches (Taylor *et al.*, 2003) por lo que el incremento del aislamiento afectará a las especies con capacidad limitada para dispersarse mientras que las que son capaces de dispersarse podrían experimentar una elevada mortalidad al hacerlo a través de paisajes dominados por el hombre.

Por su parte, la forma del parche influye en la cantidad de hábitat afectado por el efecto de borde y del mismo modo la cantidad de hábitat interior, por lo tanto, formas más regulares (*e.g.* circulares, cuadradas) contienen más área interior y menos área borde expuesta a los efectos del exterior (Harris y Kangas, 1979; Forman, 1995).

La matriz es definida como el elemento más extenso y con mayor conectividad en un paisaje (Forman, 1995), pero a diferencia de cómo es considerada por la teoría de biogeografía de islas (*e.g.* homogénea, ecológicamente neutral), en paisajes reales no es homogénea porque puede estar compuesta de diversos tipos de cobertura (Lovett *et al.*, 2005) y además tiene diversos roles importantes para las poblaciones y comunidades de las especies que se encuentran en los parches (Lindenmayer, 2009). Entre los principales efectos, es que pueden alterar los movimientos de los individuos (Dunning *et al.*, 1995; Gascón *et al.*, 1999), facilitando o inhibiendo la dispersión (Gustafson y Gardner, 1996). Por lo que puede reducir los efectos negativos del aislamiento de los parches (Joyal *et al.*, 2001; Bender y Fahrig, 2005). Además, puede proporcionar un hábitat alternativo (Foster y Gaines, 1992; Daily *et al.*, 2001). Finalmente puede servir como una fuente de invasión de especies hacia los parches especialmente de especies exóticas (Gascon *et al.*, 1999; Pysek *et al.*, 2002).

Dependiendo del tipo de cobertura de la matriz, serán la magnitud de sus efectos sobre la fauna silvestre. Por ejemplo, diferentes tipos de cobertura proporcionarán diferentes tipos de recursos que pueden ser necesarios en diferentes momentos del ciclo de vida de algún individuo (*e.g.* hábitat de forrajeo;

cultivos). Mientras otros tipos de cobertura (e.g desarrollo urbano, caminos) podrían incrementar la probabilidad de mortalidad cuando el individuo se encuentre en ésta (Lovett *et al.*, 2005). También, el tipo de matriz puede influir en la efectividad de los corredores y “stepping stones” (Baum *et al.*, 2004) y en la magnitud de los efectos de borde (Aberg *et al.*, 1995; Bender y Fahrig, 2005), siendo positivos cuando el tipo de cobertura de la matriz sea similar a la de los parches (Franklin 1993; Lindenmayer y Franklin, 2002, Baum *et al.*, 2004). Por consiguiente, el tipo de matriz puede influenciar fuertemente en las comunidades de fauna silvestre (Rodewald, 2003).

En la mayoría de los trabajos sobre fragmentación, la matriz es considerada como homogénea e inhóspita (Kupfer *et al.*, 2006) por lo que los estudios de la fragmentación se han enfocado en las características de los parches como los factores que determinan la presencia de las especies en los parches de hábitat (Watling *et al.*, 2011). Sin embargo, debido a que los parches no se encuentran en aislamiento de la matriz que los rodea, la importancia de esta, ha sido reconocida y se sabe que puede influir en las comunidades de especies que se encuentran en los parches (Ricketts, 2001; Prugh, 2008).

Diversos estudios con diferentes grupos biológicos (e.g aves, insectos, mamíferos; Bolger *et al.* 1997; Sisk *et al.*, 1997; Gascon *et al.*, 1999; Ricketts, 2001; Hilty y Merenlender 2004; Hilty *et al.*, 2006; Garmendia *et al.*, 2013) han comprobado que el tipo de matriz tiene un efecto significativo sobre la presencia y dispersión de algunas especies, sin embargo la respuesta a la matriz aparenta ser específica (Ricketts 2001; Prevedello y Vieira ,2010) por lo que aquellas especies que son capaces de utilizar a la matriz pueden permanecer estables mientras que aquellas que no son capaces pueden experimentar un declive en sus poblaciones (Gascón *et al.*, 1999). De acuerdo a Jackson y Fahrig (2012) el radio del paisaje que mejor predice la respuesta de las poblaciones es 0.3-0.5 veces la distancia máxima de dispersión de las especies.

Recientemente, Prevedello y Vieira (2010). Copilaron 104 estudios que evaluaban diversos tipos de paisajes. Encontraron que el tipo de matriz que rodeaba a los parches influenciaba los parámetros de estudio en 95% de los trabajos, pero los efectos eran menores en comparación con los efectos de tamaño y aislamiento. Sin embargo, el 91% de esos estudios concluían que al incluir el efecto del tipo de matriz mejoraban significativamente el poder explicativo de los modelos (Gustafson y Gardner, 1996; Verbeylen *et al.*, 2003).

A pesar de que la mayoría de los estudios indican que el tamaño y aislamiento del parche son importantes para la ocupación de las especies, las propiedades de la matriz no debe ser ignorada ya que afecta la sensibilidad de las especies al tamaño y aislamiento de los parche, siendo mayor su efecto en matrices antropogénicas que las de hábitat natural (Prugh *et al.*, 2008), esto es muy importante en la actualidad debido a que la conversión de hábitat nativo a agricultura y zonas urbanas han contribuido al declive de áreas naturales (Dunford y Freemark, 2005). Por lo que los efectos de la matriz son aún más relevantes en el manejo de paisajes fragmentados, especialmente aquellos que se transforman de matrices de cultivos a matrices urbanas (Rodewald, 2003). Se ha argumentado que la agricultura particularmente la menos intensiva, sirve como una matriz de mayor calidad que otros tipos como el desarrollo urbano (Neave *et al.*, 2000), esto se debe a que en las zonas urbanas los contrastes de la matriz con los parches son más pronunciados (Wilcove, 1985) y por lo tanto sus efectos negativos pueden ser mayores.

La determinación de riqueza y composición de especies de mamíferos en áreas altamente fragmentadas ha mostrado que es dependiente de factores tales como el tamaño del área, la forma del parche, el aislamiento, la diversidad de hábitats, el grado de perturbación y la calidad de la matriz entre otras (Lindenmayer y Fischer, 2006; Thorton *et al.*, 2011; Garmendia *et al.*, 2013). El

efecto que la fragmentación del hábitat tiene sobre la riqueza y composición de especies de mamíferos medianos en México ha sido llevado a cabo en áreas tropicales o subtropicales (Medellín y Equihua, 1998; Tejeda-Cruz *et al.*, 2009; Garmendia *et al.*, 2013), encontrando que a la fecha no se conoce que ocurre en áreas templadas y principalmente en áreas altamente perturbadas como el estado de Guanajuato.

Por lo tanto, identificar los efectos de la fragmentación sobre la riqueza y composición de especies en Guanajuato, es de gran relevancia, especialmente ante las grandes presiones por urbanización e industrialización que sufre el área (Carranza-González, 2005; Almanza y Juárez 2012), los cuales tendrán grandes efectos sobre las pocas áreas naturales que aún es posible encontrar, así como sobre los agroecosistemas de la región que no representan el mismo grado de perturbación que los asentamientos urbanos (Lovett *et al.*, 2005).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo General:

Comparar los efectos de la matriz y las características de los parches sobre la riqueza de especies de mamíferos terrestres

2.2 Objetivo Particular:

Cuantificar las características de los parches y evaluar sus efectos sobre la riqueza de especies de mamíferos terrestres.

Cuantificar las características de la matriz y evaluar sus efectos sobre la riqueza de especies de mamíferos terrestres.

3. HIPÓTESIS

El tipo de matriz que rodea a los parches tendrá un mayor efecto sobre la riqueza de especies de mamíferos terrestres que las características de los parches (e.g tamaño, aislamiento y forma).

La riqueza de especies de mamíferos terrestres será menor en los parches que estén rodeados por una matriz de menor calidad que en aquellos parches constituidos por una matriz de mayor calidad.

4. METODOLOGÍA

4.1 AREA DE ESTUDIO

Desde el siglo XIV, el estado de Guanajuato ha sufrido una alteración y disminución en los hábitats naturales debido al desarrollo de la agricultura, ganadería y minería (Almanza y Juárez, 2012). Esta presión antropogénica continua afectando la región principalmente a través de la agricultura, vegetación inducida (*i.e* pastizales) y asentamientos urbanos que representan el 57.22 % de la superficie estatal (Carranza-González, 2005; Almanza y Juárez, 2012; INEGI, 2013). El área de estudio abarca cuatro municipios al sureste del estado de Guanajuato: Celaya, Apaseo el Alto, Salvatierra y Tarimoro (Figura 1). En el área, en la actualidad viven alrededor de 665,527 personas, y es posible encontrar al menos cuatro ciudades importantes, entre las que se encuentran Celaya (340,387 hab), Salvatierra (37,203 hab), Tarimoro (12,188 hab) y Apaseo el Alto (27,991 hab; INEGI, 2013).

Los tipos de vegetación dominantes son selva baja caducifolia y matorral xerófilo caracterizados principalmente por *Acacia farnesiana*, *A. schaffeneri*, *A. pennaluta*, *Bursera cuneata* y *Ceiba aesculifolia* (Rzedowski y Calderón 1987). La precipitación anual varía entre los 600 y los 1200 mm (Zamudio, 2012). La región es considerada como un centro importante de desarrollo industrial y comercial del

estado, por lo que en los últimos años las zonas de cultivos han sido desplazadas por grandes empresas que se han instalado en la zona (IEEG, 2008).

La mastofauna en el estado ha sido poco estudiada, se calcula una riqueza de 63 especies de mamíferos terrestres siendo el Orden Rodentia el que cuenta con el mayor número de especies (n= 35; Sánchez 2014). Mientras que para los municipios donde se llevó a cabo el monitoreo existen 18 registros de mamíferos terrestres; Orden Rodentia (n= 15). El municipio con el mayor número de registros es Celaya (n=13) representado por los órdenes Didelphomorphia, Rodentia, Cingulata y Lagomorpha, seguido de Salvatierra (n= 5) orden Rodentia, Tarimoro y Apaseo el Alto los cuales no cuentan con registros (Sánchez 2014).

4.2 SELECCIÓN DE SITIOS

Para la selección de los sitios de muestreo, se utilizaron capas de cobertura limitadas a matorral xerófilo por ser el tipo cobertura que se encuentra presente en mayor proporción en los municipios (IEEG, 2004), asimismo con la herramienta Fishnet del programa Arcmap 9.3 (ESRI, 2011) se elaboraron celdas de 1 km² con base al ámbito hogareño de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) registrado para la región (Hernández-Camacho y López-González, 2008), otros criterios que fueron considerados fue que las celdas comprendan más de 80 ha de vegetación y que se localizarán en parches distintos. Posteriormente, las celdas que cumplieron con estos criterios fueron seleccionadas al azar (Figura. 1). Sin embargo, debido a la inaccesibilidad en una de las celdas, se decidió mover la celda a un lugar más accesible en el mismo parche. Los sitios seleccionados al azar fueron: Agustinos, Apaseo, Arreguín, Culiacán, Canoas, Estancia, Fierros, Galvanes, Jauregui, San José, San Pablo y Terrero. Tres de los sitios se encuentran en Áreas Naturales Protegidas con decreto estatal. La mayoría de los

sitios son de propiedad ejidal (n=11), solo San José es propiedad privada (Anexo 1).

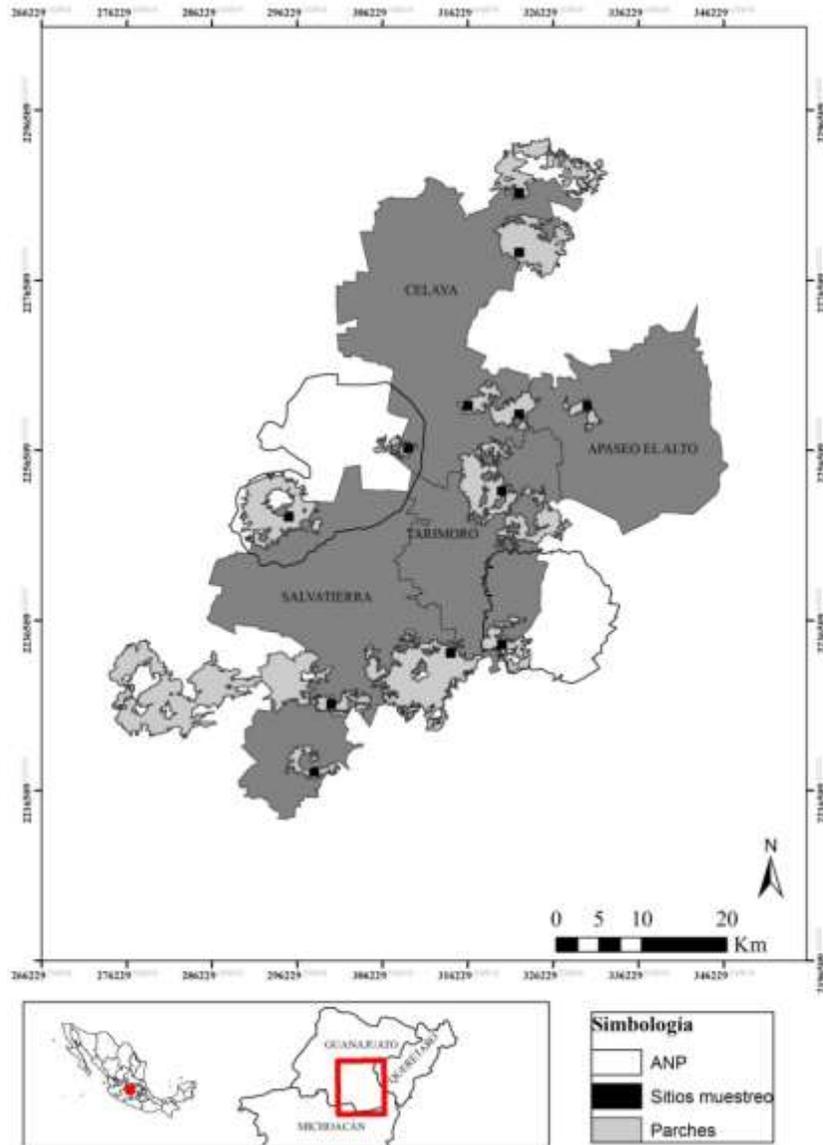


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo seleccionados al azar

4.3 MONITOREO DE MAMIFEROS TERRESTRES

4.3.1 Mamíferos talla mediana y grande

Entre los meses de Enero y Abril del 2014 se instalaron cinco trampas cámara (Wildview TK30; Wildview Co., Grand Prairie, Texas) colocadas en una configuración de estrella con una en el centro y las otras cuatro a los lados extremos superiores e inferiores de la celda de muestreo (Anexo 2), separadas a una distancia de aproximadamente de 500 mts entre ellas. Se mantuvieron activas por un periodo de entre 9 y 15 días dependiendo de las condiciones de seguridad del sitio. Las cámaras fueron colocadas a aproximadamente 50cm del suelo amarradas a árboles o troncos y frente a cada cámara, a 4m se colocó un atrayente que consistió en sardina comercial, avena y extracto de vainilla y fueron programadas para funcionar las 24 horas y para capturar tres eventos sucesivos al ser activadas en cada uno de los 12 sitios.

4.3.2 Mamíferos pequeños

Para el registro de roedores se colocaron 80 trampas Sherman distribuidas en cuatro transectos lineales de 200mts (*i.e* 20 trampas/transectos). Las trampas estuvieron separadas por una distancia aproximada de 10mts entre ellas y se les colocó un atrayente que consistió en avena, mantequilla de mani y vainilla. Las trampas fueron activadas por tres días consecutivos en el lugar original de su colocación.

4.4 .VARIABLES DEL PAISAJE

4.4.1 Clasificación de la matriz

Mediante el programa ENVI 4.5 elaboramos una clasificación supervisada de una imagen de satélite Landsat 8 reciente (marzo 2014) del área de estudio. La clasificación se basó en el conocimiento de la zona para categorizar a los pixeles por tipo de cobertura mediante las regiones de interés (ROI): bosque de encino,

bosque de pino-encino, matorral, pastizal, cuerpos de agua, agricultura de temporal, agricultura de riego y asentamientos urbanos. Posteriormente utilizamos la clasificación supervisada de máxima verosimilitud, la cual calcula la probabilidad de que un pixel pertenezca a una clase en específico.; es decir cada pixel es asignado a la clase a la cual tiene la mayor probabilidad de pertenecer (Richards, 1999; Anexo 3)

Para determinar la calidad de la matriz en cada buffer, se utilizó como base el índice de calidad de Garmendia *et al.*, 2013. Donde a cada tipo de cobertura se le asignó un valor calidad, considerando al matorral como la cobertura de mayor valor debido a que fue en la que se llevaron a cabo los muestreos. Por otro lado a los asentamientos urbanos le asignamos el mismo valor que al matorral pero de manera negativa. Se muestra a continuación un ejemplo:

$$QI = [(8 \times \% \text{matorral}) + (4 \times \% \text{agricultura de riego}) + (2 \times \% \text{ agricultura de temporal}) + (4 \times \% \text{ pastizal}) + (6 \times \% \text{bosque de encino}) + (6 \times \% \text{ de bosque de pino-encino})] - [(8 \times \% \text{ asentamientos urbanos})] / 7.$$

De igual manera se calculó la calidad del parche con la diferencia de que los porcentajes de cobertura se tomaron a partir de las capas de los parches (IEEG, 2004).

4.4.2 Características de los parches: Tamaño, Forma y Aislamiento.

Las características de los parches tamaño, forma y aislamiento se calcularon por medio del programa Patch Analyst 5 (Rempel *et al.*, 2012). El tamaño expresado en hectáreas. La forma mediante el índice de forma (SI, por sus siglas en inglés) el cual arroja el valor de uno cuando la forma es regular (*i.e* circular) y aumenta sin límite conforme el parche se vuelve más irregular. Finalmente, el aislamiento expresado en metros, el cual se calcula como la distancia más corta a otro parche similar (borde a borde; Rempel *et al.*, 2012).

5. ANÁLISIS DE DATOS

5.1 MAMÍFEROS TALLA MEDIANA Y GRANDE

Los individuos registrados mediante las trampas cámaras fueron identificados a nivel de especie mediante el uso de guías de campo (Reid, 2006). Las fotografías que no tuvieron definición o se consideraron de baja calidad fueron eliminadas de los análisis. Con los registros de las especies se elaboró una base de datos y posteriormente se construyeron curvas de acumulación de especies para cada sitio con el programa Estimates 9.0 (Coldwell, 2013) utilizando el método no paramétrico de Jackknife 1 el cual utiliza datos de incidencia (*i.e* presencia/ausencia) asimismo calculamos la eficiencia de los muestreos en cada sitio de la siguiente manera: multiplicando el ultimo valor estimado de Mean Jackknife 1 por el último valor de las especies observadas (S est) entre 100.

Posteriormente utilizamos el programa R (R Development Core Team 2008) para construir las curvas de rarefacción utilizando el script de Michalcová *et al.*, 2014, elegimos este programa ya que tiene la ventaja de que se pueden comparar las curvas de rarefacción que el usuario decida, ya sea dos o en este caso 12 al mismo tiempo.

Similitud entre sitios

Con el objetivo de determinar si existe una similitud entre las comunidades de mamíferos registradas en los sitios, se llevó a cabo un análisis de similitud utilizando el índice de Jaccard considerando un umbral de disimilitud de 0.70 (Addissoft, 2014) mediante el programa Past versión 2.17 (Hammer *et al.* 2001). Éste análisis utiliza una matriz de presencia/ausencia y no está sesgado para muestras pequeñas (Ludwig y Reynolds 1988). El índice obtiene valores de 0

cuando los sitios no comparten especies y hasta 1 cuando la composición de los sitios es completamente igual (Ludwig y Reynolds 1988; Moreno, 2001).

Zonas de amortiguamiento (Buffers)

Debido a la evidencia de que las especies responden de manera específica a la fragmentación, siendo las especies más grandes, con amplios requerimientos de área y carnívoros los que son más sensibles (Crooks, 2002). Se realizó una revisión de la literatura para poder agrupar a las especies y así elegir el mejor tamaño de buffer para determinar la matriz. Para esto, se obtuvo de cada especie el porcentaje de materia animal que consumen, su peso y ámbito hogareño. Posteriormente se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA; por sus siglas en inglés) en el programa Past versión 2.17 (Hammer *et al.*, 2001). Una vez definidos los grupos, se obtuvo de cada especie su distancia máxima de dispersión y se calculó la media de las distancias para cada grupo. Finalmente esa distancia se multiplicó por 0.3 (Fahrig y Jackson, 2012).

5.2 MAMÍFEROS PEQUEÑOS

Los roedores fueron identificados a nivel de especie mediante el uso de diferentes guías (Hall, 1981; Reid, 2006). A cada individuo capturado se le tomó fotografías de dorso, cola, vientre, cuerpo completo, orejas y tobillos. Además se registraron sus medidas (longitud total, longitud cuerpo, cabeza, oreja y pata derecha) y peso. Asimismo se registró su estado reproductivo y sexo. Para determinar las recapturas de los individuos, se marcaron a los individuos capturados con plumones permanentes de distinto color para cada día de captura.

Con los registros de las especies se elaboró una base de datos y posteriormente se construyeron curvas de acumulación de especies para cada sitio con el programa Estimates 9.0 (Coldwell, 2013) utilizando el método no paramétrico de CHAO 1 el cual utiliza datos de abundancia, asimismo calculamos la eficiencia de los muestreos en cada sitio de la siguiente manera: multiplicando

el último valor estimado de Mean CHAO 1 por el último valor de las especies observadas (S est) entre 100.

Similitud entre sitios

Para determinar la similitud entre las comunidades de mamíferos pequeños registradas en los sitios, se llevó a cabo un análisis de similitud utilizando el índice de Morisita (Morisita, 1959) considerando un umbral de disimilitud de 0.70 (Addisoft 2014) mediante el programa Past versión 2.17 (Hammer *et al.* 2001). Éste análisis utiliza una matriz de abundancias. El índice obtiene valores de 0 cuando los sitios no comparten especies y hasta 1 cuando la composición de los sitios es completamente igual (Morisita, 1959).

6. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para evaluar si la riqueza de especies dentro de los parches muestreados está significativamente relacionado con las características físicas del parche (forma, tamaño y aislamiento), así como por la calidad de la matriz y del parche, se realizaron seis modelos lineales generalizados (MLG) con estructura de error Poisson y la función de liga identity (Cuadro 1). Los primeros dos modelos iniciales consideraron el número de especies registradas como variable de respuesta, por una parte para las especies registradas por medio de trampas cámara (M1) y por otra parte para los roedores capturados por medio de trampas Sherman (M2); los factores independientes para ambos modelos fueron la forma, el tamaño y el aislamiento del parche. Los siguientes cuatro modelos iniciales (M3 a M6) consideraron como variable de respuesta el número de especies y como factores independientes la calidad de la matriz, la calidad del parche y la interacción entre ambas variables, más los factores que resultaron significativos en el primer modelo (de presentarse). No se consideraron interacciones entre las calidades de la matriz y el parche, con el resto de los factores. En los modelos M3 a M5 se

consideró como variable de respuesta la riqueza de especies registradas en las trampas cámara, y para los factores independientes en el M3 se utilizó la calidad de la matriz A, en el M4 la calidad de la matriz B, y en el M5 la calidad de la matriz C. Para el M6, la riqueza de especies considerada fue la de los roedores, y la calidad de matriz utilizada como factor explicativo la calidad de la matriz B (TABLA 1).

Los modelos fueron simplificados y se utilizó una prueba de ANOVA entre modelos para evaluar si los cambios en devianza residual eran significativos; a esta prueba se le agregó un factor de corrección consistente en la dispersión de los datos (devianza residual/grados de libertad residuales). Las variables independientes fueron transformadas a una distribución Z antes de ser introducidas al modelo. El análisis estadístico se realizó en R ver 3.1.1 (R Development Core Team, 2014).

TABLA 1. Modelos lineales generalizados

	Variable de respuesta	Factores independientes
M1	Riqueza TC	Tamaño del parche*Forma del parche*Aislamiento
M2	Riqueza S	Tamaño del parche*Forma del parche*Aislamiento
M3	Riqueza TC	(Calidad de la Matriz A*Calidad Parche)+(Tamaño*Forma)
M4	Riqueza TC	(Calidad de la Matriz B*Calidad Parche)+(Tamaño*Forma)
M5	Riqueza TC	(Calidad de la Matriz C*Calidad Parche)+(Tamaño*Forma)
M6	Riqueza S	(Calidad de la Matriz B*Calidad del Parche)+(Tamaño*Forma)+Aislamiento

*TC riqueza de especies registradas por trampas cámara

*S riqueza de roedores registrados por trampas Sherman

Adicionalmente, para la comunidad de mamíferos terrestres registrados mediante trampas cámara, se llevó a cabo un Análisis Canónico de Correspondencia (CCA; por sus siglas en inglés; *i.e* uno por tamaño de buffer) con el programa Past 2.17 (Hammer, 2001). Para esto, el primer paso, consistió en estandarizar a las variables de paisaje, transformándolas a distribución Z. Posteriormente, se construyó una matriz de las especies registradas en las las columnas con los valores de 1 y 0 (presencia y ausencia) y los sitios en las filas. Las primeras columnas corresponden a las variables ambientales (el programa pregunta el número de variables ambientales; Hammer, 2001). El CCA es un análisis de directo de gradiente que representa una regresión multivariada, así, la composición de especies es directamente relacionada con las variables ambientales medidas. Por lo que es un método muy simple para detectar la relación especies-ambiente (Palmer, 1993; Garmendia *et al.*, 2013).

7. RESULTADOS

7.1 Mamíferos registrados mediante trampas cámara

Con un esfuerzo de muestreo de 620 días/cámara. Se obtuvieron un total de 3,217 registros fotográficos. Se documentó la presencia de 13 especies de mamíferos terrestres (TABLA 1). Representados por los órdenes Didelphimorphia (Familia Didelphidae), Carnivora (Familias Procyonidae, Mephitidae, Canidae y Felidae), Artiodactyla (Familia Cervidae), Rodentia (Familia Sciuridae) y Lagomorpha (Familia Leporidae). El número de especies documentado por sitio varió de 2 a 9 con un promedio de 6 (± 2.05 D.E.) especies. Seis de las 13 especies pueden considerarse que tienen una distribución restringida usando 50% de los sitios. Cabe notar que las especies raras incluyen al tlacuache, tejón, venado cola blanca y zorrillo cadeno, usando estas hasta el 25% de los sitios. Como especie de amplia distribución tenemos a la zorra gris, documentada en todos los sitios (TABLA 2).

TABLA 2. Especies de mamíferos registrados en los 12 sitios de monitoreo.

Especie	Agustinos	Apaseo	Arreguín	Canoas	Culiacán	Estancia	Fierros	Galvanes	Jauregui	San José	San Pablo	Terrero	(n) sitios	Eventos fotográficos
<i>Bassariscus astutus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	-	-	9	406
<i>Canis latrans</i>	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	8	115
<i>Conepatus leuconotus</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	3	7
<i>Didelphis virginiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	1	1
<i>Lynx rufus</i>	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	x	4	12
<i>Mephitis macroura</i>	x	x	x	x	-	x	x	-	-	-	x	x	8	278
<i>Nasua narica</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3
<i>Odocoileus virginianus</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	2	15
<i>Otospermophilus variegatus</i>	-	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	4	99
<i>Procyon lotor</i>	-	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	-	7	64
<i>Spilogale angustifrons</i>	x	-	x	-	-	x	-	-	-	x	x	x	6	29
<i>Sylvilagus floridanus</i>	x	-	-	x	x	x	x	-	-	x	x	-	7	266
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	12	1922
Riqueza específica	8	5	6	6	5	9	6	3	2	7	8	7		

-No se registró en el sitio

x Se registró en el sitio

7.2 Curvas de Acumulación de especies y rarefacción

Las curvas de acumulación de especies (Anexo 4) indican que los sitios con una mejor eficiencia de muestreo son Galvanes, Estancia y San José con 100%, 82.79% y 88.27% respectivamente (TABLA 3). Estancia y San José tuvieron un mayor esfuerzo de muestreo que los demás sitios, lo que podría explicar su riqueza de especies mayor. Sin embargo, esto no se cumple en los sitios restantes ya que podemos observar cinco sitios con el mismo esfuerzo de muestreo en los cuales la riqueza de especies registrada varía de 6 a 2 especies. Por otra parte, en las curvas de rarefacción podemos observar que los intervalos de confianza se sobrelapan, lo cual nos indica que no existen diferencias entre las riquezas de especies registradas en los sitios de estudio.

TABLA 3. Riqueza observada y riqueza esperada de mamíferos terrestres registrados mediante trampas cámaras.

Sitio	Riqueza observada	Riqueza esperada	Eficiencia Muestreo (%)	Esfuerzo muestreo (días/cámara)
Agustinos	8	10.75	74.41	58
Apaseo	5	6.82	73.31	52
Arreguin	6	7.78	77.12	43
Canoas	6	8.07	68.96	48
Culiacán	5	7.67	65.18	42
Estancia	9	10.12	82.79	74
Fierros	6	7.78	77.12	43
Galvanes	3	3	100	43
Jauregui	2	2.89	69.2	43
San Jose	7	7.93	88.27	73
San Pablo	8	10.07	68.96	48
Terrero	7	9.73	71.92	53

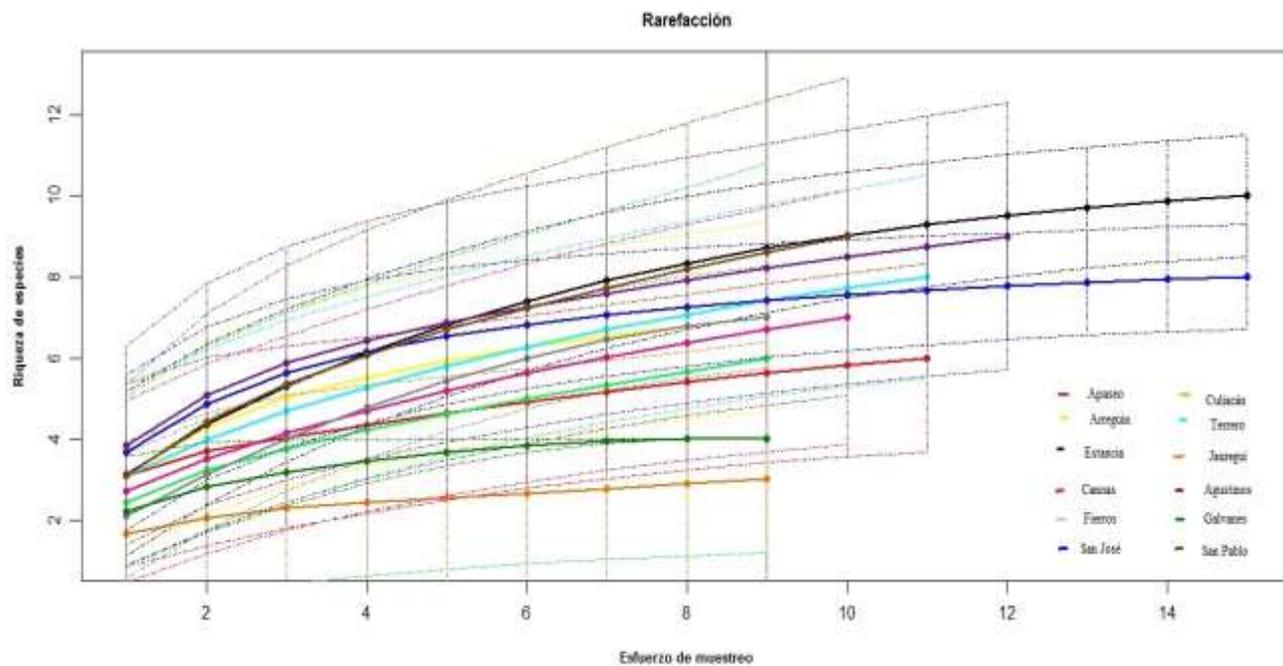


Figura 2. Comparación de la riqueza de especies por medio de curvas de rarefacción en los 12 sitios de monitoreo.

7.3. Agrupamiento de las especies.

Con los datos de peso, porcentaje de materia animal consumida y ámbito hogareño de las especies registradas durante los monitoreos (Anexo 2) se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA; por sus siglas en inglés). Para esto, los datos fueron transformados a log para estandarizarlos. El primer PCA indicó que la variación está explicada por los componentes 1 y 2 con valores de 60.314% y 39.615%, sin embargo los valores de los ámbitos hogareños resultaron menores para esos componentes (0.05 y 0.003) por lo que se eliminó esta variable y se elaboró nuevamente un PCA sólo con las variables de peso y tamaño corporal. Este análisis indicó que la variación está explicada 72.46% por el componente 1 y 27.53% por el componente 2. Identificando así cuatro grupos, Gpo A conformado por: *Canis latrans* y *Lynx rufus*. Gpo B: *Odocoileus virginianus*, Gpo C: *Spilogale angustifrons*, *Didelphis virginiana*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Bassariscus astutus*, Gpo D: *Procyon lotor*, *Sylvilagus floridanus*, *Otospermophilus variegatus*, *Mephitis macroura*, *Conepatus leuconotus* y *Nasua narica* (Figura 3).

Con estos resultados, se registraron las distancias máximas de dispersión para cada especie (Anexo 5) y se promediaron por grupo. Finalmente se multiplicó por 0.3 (Fahrig y Jackson, 2012). Para obtener los tamaños de buffer (TABLA 4). Como se puede observar en la TABLA 3, el grupo B y grupo D la diferencia entre ellos es de 0.114 Km por lo que se tomó el tamaño de Buffer más grande (i.e 2.598 km) como representativo de ambos grupos.

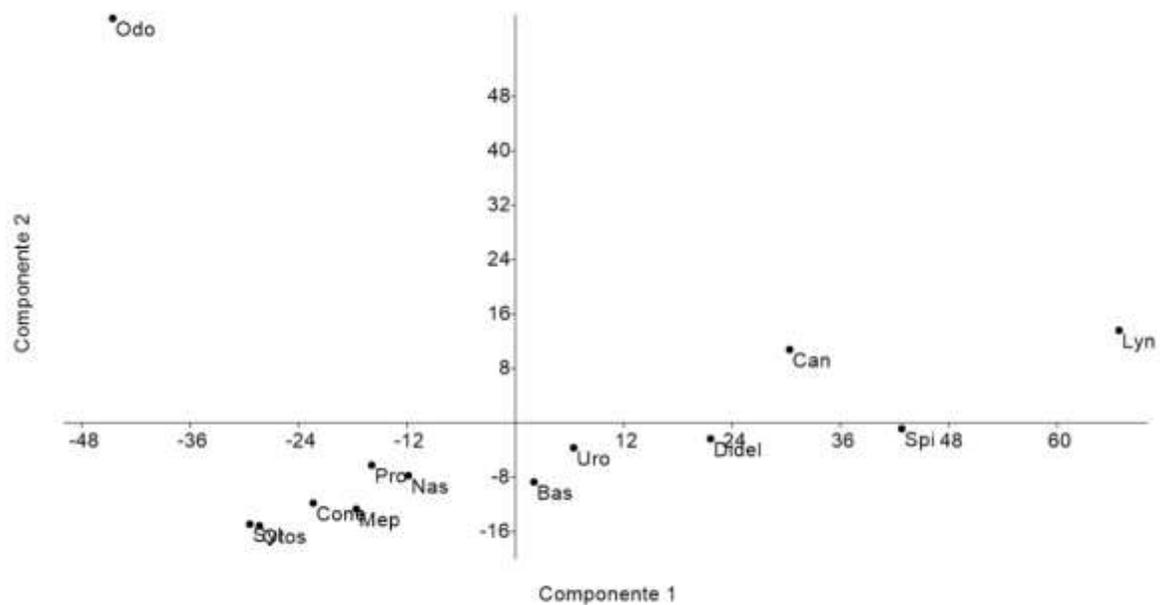


Figura 3. Agrupamiento de las especies mediante el análisis de componentes principales

TABLA 4. Tamaño de buffers para cada grupo de especies determinadas por el PCA

GRUPO	DISTANCIA (METROS)
Grupo A	
<i>Canis latrans</i>	13,782
<i>Lynx rufus</i>	
Grupo B	
<i>Odocoileus virginianus</i>	2,598
Grupo C	
<i>Spilogale angustifrons</i>	5,880
<i>Didelphis virginiana</i>	
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	
<i>Bassariscus astutus</i>	
Grupo D	
<i>Procyon lotor</i>	2,484
<i>Sylvilagus floridanus</i>	
<i>Otospermophilus variegatus</i>	
<i>Mephitis macroura</i>	
<i>Conepatus leuconotus</i>	
<i>Nasua narica</i>	

7.4 Agrupamiento de las especies

El análisis de agrupamiento de especies de Jaccard, indica que existen diferencias entre las comunidades registradas en los sitios de estudio. Considerando el umbral de similitud de 0.70, solo existen dos grupos cuyas comunidades de mamíferos son similares (Estancia y San José; Apaseo y Canoas). Mientras que los sitios restantes no son significativamente similares.

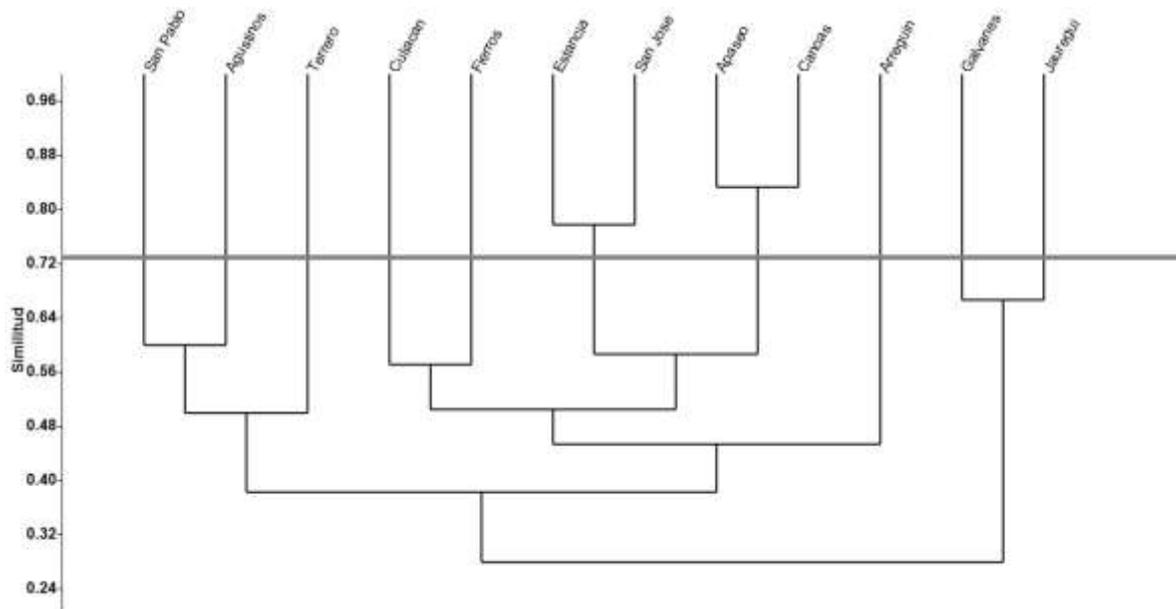


Figura 4. Análisis de agrupación de acuerdo a la similitud (índice de Jaccard) en la riqueza de especies en los 12 sitios de monitoreos.

7.5 Mamíferos pequeños

Con un esfuerzo de muestreo de 2,800 noches/trampa se capturaron 567 individuos de las cuales 94 constituyeron recapturas. Se registraron en total 13 especies representadas por dos familias: Cricetidae y Heteromyidae y cinco géneros: Baiomys, Neotoma, Peromyscus, Reithrodontomys, Sigmodon y Liomys. El número de especies documentado por sitio varió de 4 a 11 con un promedio de 7.25 (± 2.05 D.E.) especies. El sitio donde se registró una mayor riqueza de especies fue la Estancia con 11 especies y los sitios donde se registró una menor riqueza fueron Apaseo y Canoas con 4 especies en cada sitio (TABLA 5.)

TABLA 5. Especies de roedores registrados en los 12 sitios de monitoreo

ESPECIE	SITIO											
	Agustinos	Apaseo	Arreguín	Canoas	Culiacán	Estancia	Fierros	Galvanes	Jauregui	San Jose	San Pablo	Terrero
Familia Cricetidae												
<i>Baiomys taylori</i>	x	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Neotoma leucodon</i>	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Peromyscus difficilis</i>	x	x	-	-	x	x	x	x	-	-	x	x
<i>Peromyscus eremicus</i>	x	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x
<i>Peromyscus gratus</i>	x	x	x	-	x	x	-	x	-	-	x	x
<i>Peromyscus hylocetes</i>	x	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Peromyscus levipes</i>	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Peromyscus melanophrys</i>	x	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	x
<i>Peromyscus melanotis</i>	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Peromyscus pectoralis</i>	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	-	-	x	x	-	x	x	x	x	x	-	x
<i>Sigmodon leucotis</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-
Familia Heteromyidae												
<i>Liomys irroratus</i>	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x
Riqueza	8	4	7	4	8	11	6	9	6	7	8	9

X Se registró en el sitio

- No se registró en el sitio

El género más abundante fue *Peromyscus* con ocho especies que representaron 73.15% de las capturas, seguido del género *Baiomys* con 56 individuos (11.83%), *Reithrodontomys* (7.61%), *Liomys* (4.43%), *Sigmodon* (1.69%) y *Neotoma* (1.26%).

Las curvas de acumulación de especies (Anexo) con el estimador Chao 1 indican que en ocho sitios se registraron más del 80% de las especies presentes. A pesar que el sitio Apaseo cuenta con un menor esfuerzo de muestreo que los sitios restantes, la eficiencia de muestreo fue del 100% (TABLA 6).

TABLA 6. Éxito de captura y eficiencia de muestreo de roedores.

Sitio	Esfuerzo muestreo	Éxito captura	Riqueza	Eficiencia del muestreo (%)
Agustinos	240	23.75	8	73.12
Apaseo	160	6.875	4	100
Arreguin	240	30.83333333	7	87.71
Canoas	240	1.66666667	4	47.05
Culiacan	240	11.25	8	73.52
Estancia	240	37.9166667	11	91.74
Fierros	240	9.58333333	6	100
Galvanes	240	19.1666667	6	60.6
Jauregui	240	16.25	6	100
San Jose	240	22.08333333	7	100
San Pablo	240	7.08333333	8	80.97
Terrero	240	52.08333333	9	90.09
2800				

7.6 Agrupamiento de las especies

El análisis de agrupamiento de Morisita (Morisita, 1959) nos muestra que la comunidad de los roedores es más similar entre los sitios que el obtenido por las trampas cámara. Como podemos observar en la (Figura 5), nueve sitios forman un solo clado. Los únicos sitios cuya composición de especies no es similar son Fierros, San José y Canoas.

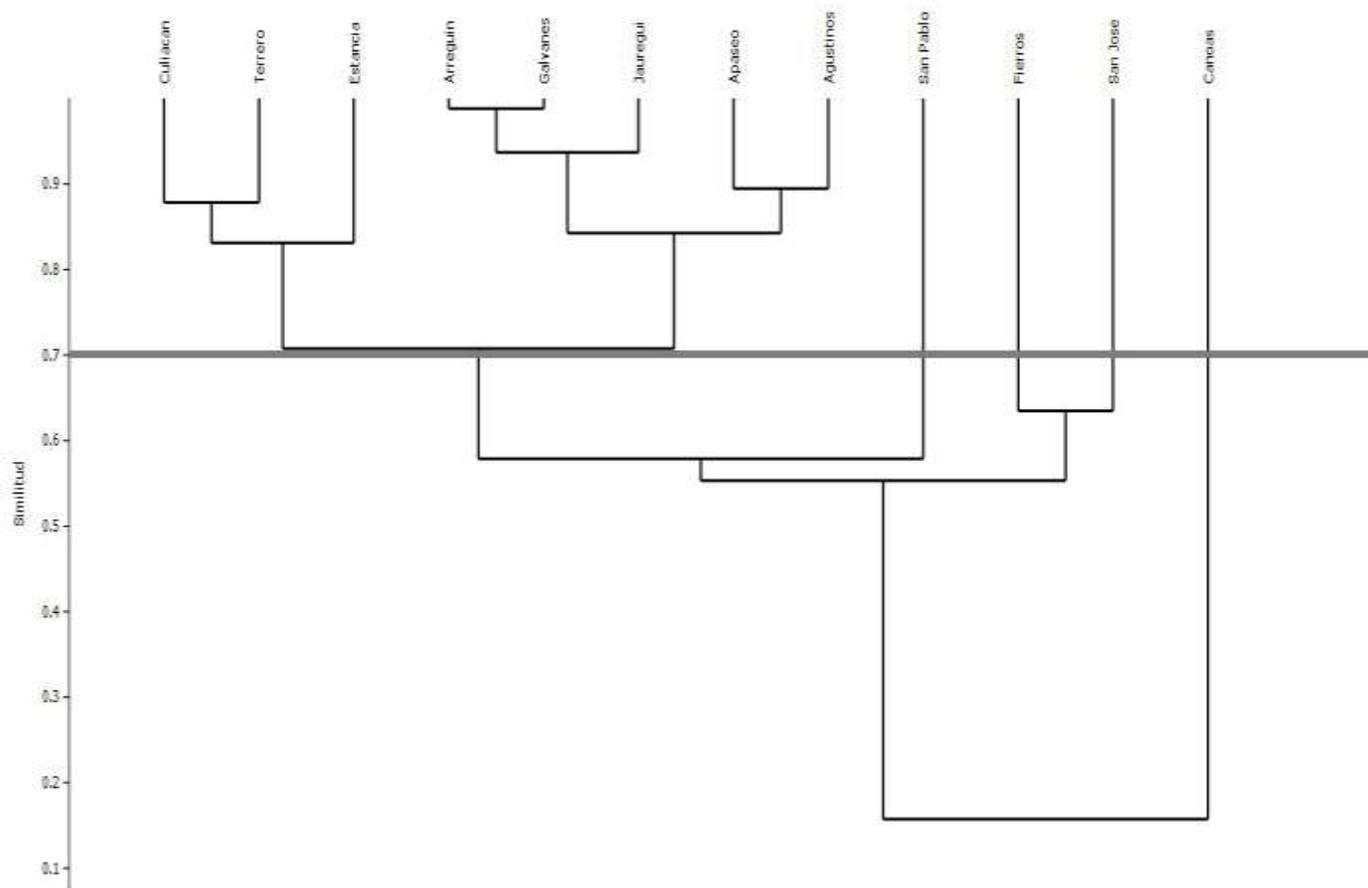


Figura 5. Análisis de agrupación de acuerdo a la similitud (índice de Morisita) en la riqueza y abundancias de especies en los 12 sitios de monitoreos.

Al utilizar los registros de incidencia de las especies y realizar el análisis de agrupamiento de Jaccard (Figura 6), se observa que a pesar de que se forman más grupos. Solo tres sitios no son similares con alguno otro (Apaseo, Canoas y San José)

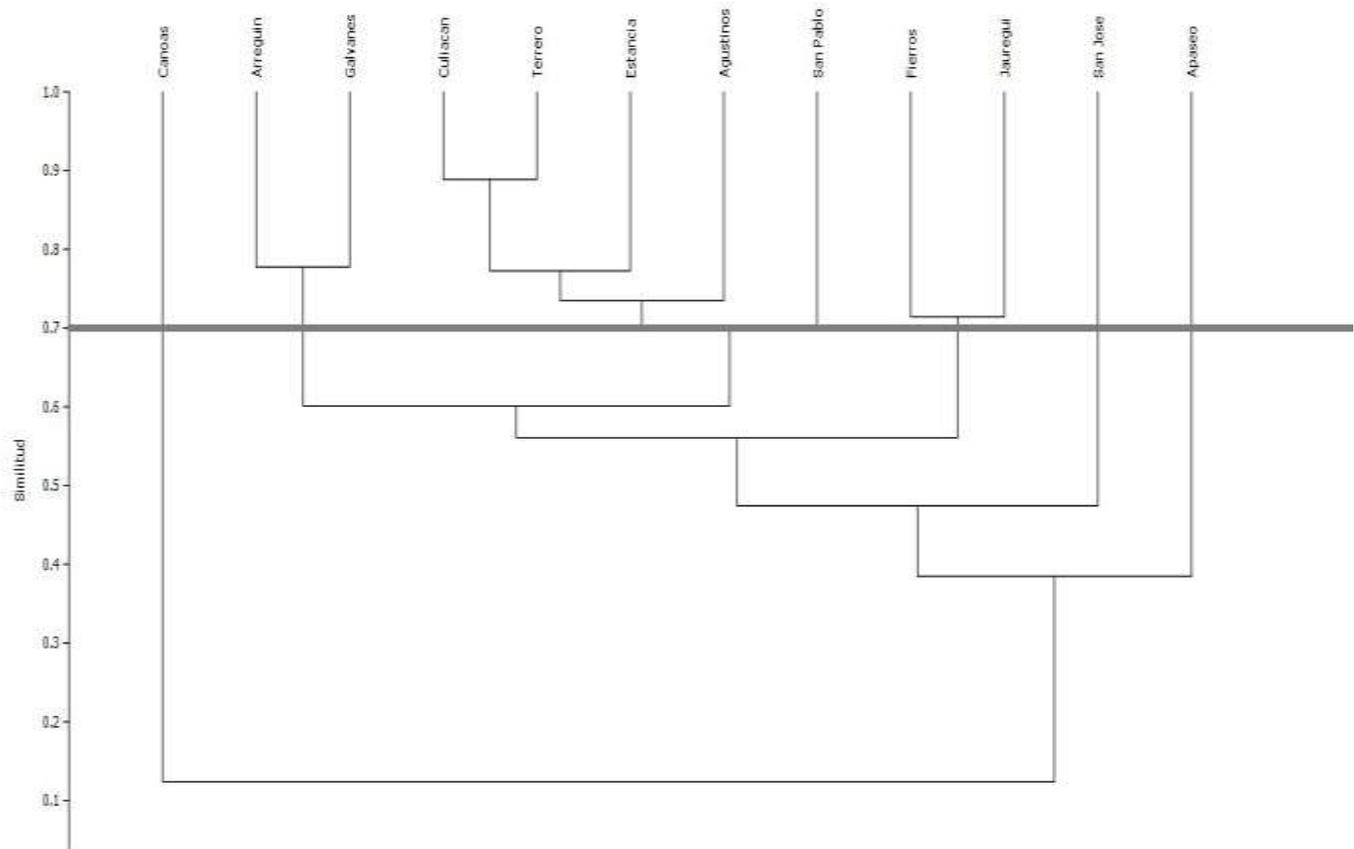


Figura 6. Análisis de agrupación de acuerdo a la similitud (índice de Jaccard) en la riqueza de especies en los 12 sitios de monitoreos.

4.3 Variables ambientales

Los tamaños de los parches de los sitios de monitoreo, variaron de 12,603.24 ha a 521.98 ha. La forma del parche varió de 8.8 a 2.81 y el aislamiento de 1,511 m a 3,915 m (TABLA 7).

Por su parte, la calidad de la matriz entre sitios y los distintos grupos (A, B, C) fue diferente. Para la calidad A que corresponde al tamaño de buffer más grande la media fue 48.81. Los sitios de mayor calidad corresponden Estancia y San Pablo y los de menor calidad San José y Canoas. Para la calidad B, los sitios de mayor calidad son Arreguín y Galvanes y los de menor calidad Apaseo y San José. Para la Calidad C, los sitios con la matriz de mayor calidad son la Estancia y Terrero y los de menor calidad son San José y Jauregui. La calidad el parche es más homogénea, la mayor calidad corresponde a los sitios de Culiacán y San Pablo. Mientras que los de menor calidad son Apaseo y San José.

TABLA 7. Características de los parches y calidad de la matriz en los 12 sitios de monitoreo

SITIO	CALIDAD A	CALIDAD B	CALIDAD C	CALIDAD PARCHE	TAMAÑO (ha)	FORMA (SI)	AISLAMIENTO (m)
Agustinos	56.16	61.11	63.42	106.89	1519.83	5.55	2522
Apaseo	45.27	-4.94	39.73	52.59	603.06	3.24	1674
Arreguin	57.09	95.16	71.78	120.78	521.98	4.94	2031
Canoas	37.09	78.28	56.38	93.64	1311.66	3.21	1511
Culiacan	52.55	86.82	54.06	129.71	4102.89	5.01	3915
Estancia	65.40	78.78	79.91	127.84	12603.25	7.80	3281
Fierros	47.62	74.39	60.47	115.23	6965.56	7.66	2449
Galvanes	46.35	88.90	65.29	115.61	3353.66	7.23	3468
Jauregui	28.12	56.99	27.18	122.25	3582.89	3.95	3465
San jose	29.56	-12.27	12.25	83.47	825.64	2.81	1555
San pablo	68.35	82.54	72.19	129.08	884.00	3.97	3021
Terrero	52.19	74.66	73.90	113.69	5535.3	8.8	2211
	48.81±12.37 D.E.	63.37±35.31 D.E.	56.38±20.39 D.E.	109.23±22.72	3484.14±3559.58 D.E.	5.35±2.05 D.E.	2592±826.29 D.E.

Una vez obtenidas, las riquezas de especies por ambos métodos de monitoreo se agregaron y se llevaron a cabo los modelos lineales generalizados cuyos resultados indicaron que para los mamíferos registrados mediante trampas cámara la calidad de la matriz, del parche y la interacción entre estas tienen. Mientras que para los roedores son las características del parche. La composición de especies de mamíferos registrados por medio de las trampas cámaras fue muy diverso entre sitios. Se llevaron a cabo tres análisis canónicos de correspondencia (Figura 7-9). Mediante este análisis podemos observar que para el lince y coyote en los tres análisis, el tamaño del parche tiene un mayor efecto. Mientras que la calidad de la matriz afecta positivamente al *Odocoileus virginianus*, *Nasua narica* y *Canepatus leuconotus*.

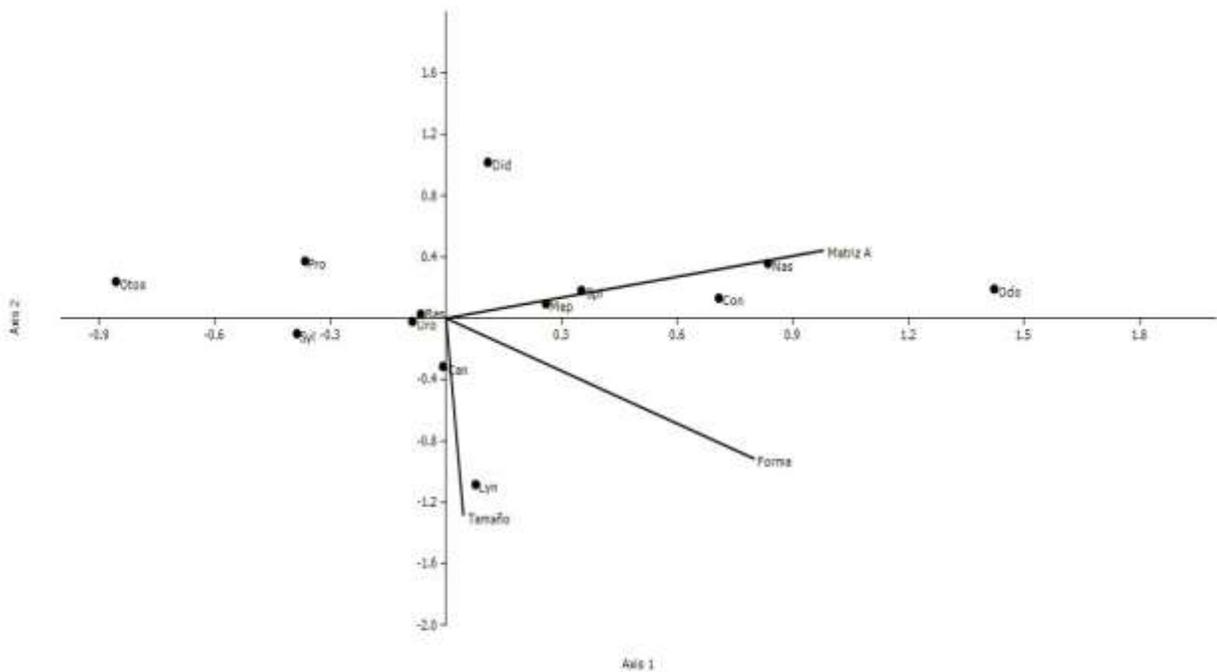


Figura 7. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad A de la matriz.

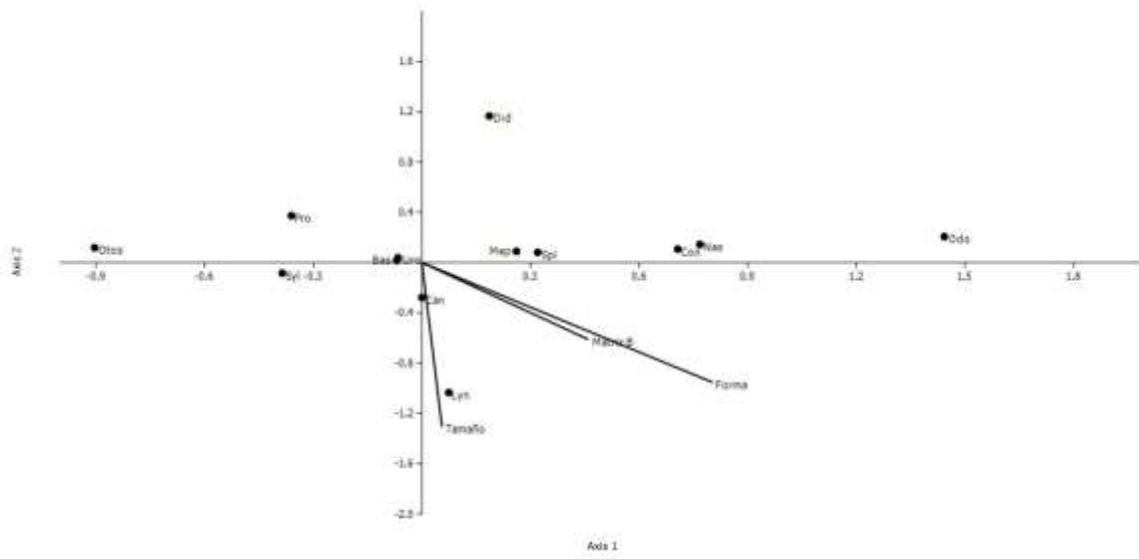


Figura 8. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad B de la matriz

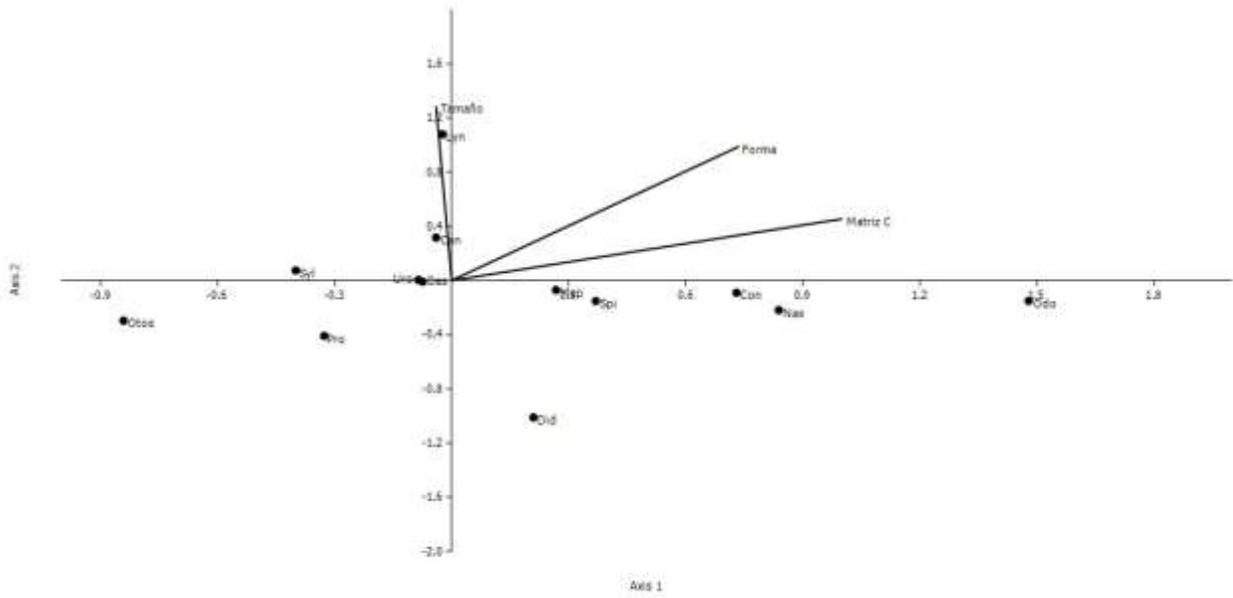


Figura 9. Análisis Canónico de Correspondencia para la Calidad C de la matriz.

8. DISCUSION

Mamíferos registrados mediante trampas cámara

Los registros presentados en este trabajo constituyen una importante aportación al conocimiento de la mastofauna en el estado, especialmente por encontrarse en tipos de cobertura que no son considerados como prioritarios y en municipios con pocos estudios de la mastofauna (Sánchez 2014). Cabe destacar los registros de *Nasua narica*, especie que no es considerada como parte de su distribución en el estado de Guanajuato (Hall 1981, Ceballos y Arroyo-Cabrales 2012). *Odocoileus virginianus* que en gran parte de la región se le considera extirpada por la sobre explotación y recientemente identificada como una especie prioritaria para la conservación (SEMARNAT, 2014). A pesar de que es imposible determinar el efecto de la cacería sobre las poblaciones de mamíferos, ésta podría ser una causa de la ausencia de algunas especies en los sitios de estudios. Ya que durante el monitoreo se registraron personas con rifles (n) Personas= 4; (n) Sitios=3 y en algunos casos con animales muertos (i.e *Otospermophilus variegatus*). Además de varios reportes sobre la cacería de distintas especies principalmente de carnívoros por distintos motivos como represalia a la depredación de gallinas (i.e *Lynx rufus*), para su venta en mercados locales con motivos medicinales (i.e fiebre tifoidea- *Canis latrans*) y aún más preocupante es el hecho de la cacería sin motivo aparente por ocio e incluso por vandalismo ya sea con armas letales o con el uso de venenos (observación personal).

Los sitios que resultaron similares entre si en las comunidades registradas de mamíferos, son los sitios más cercanos entre sí, por lo que podría ser uno de los factores que explican que compartan un gran número de especies (Tobler 1970). La ausencia del cacomixtle en Jauregui puede ser a que la especie está fuertemente asociada a zonas rocosas (Poglayen-Neuwall y Toweill 1988). En

en los sitios de Canoas y Apaseo, la especie dominante es *Dodonaea viscosa*, la cual es un indicador de perturbación (Rzedowski y Rzedowski 2001). Sin embargo, la ausencia de *Sylvilagus floridanus* en sitio Apaseo puede deberse a que en este sitio, existe una mayor presencia de personas y fue uno de los sitios donde se registraron personas con rifles y animales muertos. Adicionalmente es el sitio más cercano a la zona urbana, mientras que en Canoas la comunidad más cercana se encuentra a tres km del sitio de muestreo.

La Estancia representa el parche más grande, esto es consistente con que fue el sitio donde se registraron el mayor número de especies (Andrén 1994), incluyendo *Lynx rufus*, especie con un amplio requerimiento de área (Litvaitis et al. 1986). Mientras que alrededor de San José, recientemente se estableció una empresa (aproximadamente 800 ha). Lo cual podría explicar el elevado número de especies registradas en comparación con otros sitios, ya que la comunidad podría ser incidental a este cambio en el paisaje debido a que los animales evitan áreas con actividades humanas moderadas (Forys y Allen 2005) por lo que es probable que hayan sido desplazadas (Bierregaard y Stouffer 1997) provocando un incremento temporal en la riqueza y abundancia de las especies (Lovejoy et al. 1986; Hagan et al. 1996). No obstante, la competencia interespecífica e intraespecífica podría intensificarse (Rubenstein 1998) por lo que su persistencia de las especies dependerá de la calidad y disponibilidad de los recursos (MacArthur y Levins 1964). En los sitios restantes se registra las especies que sólo se encontraron en menos de cinco sitios (*Conepatus leuconotus*, *Didelphis virginiana*, *Lynx rufus*, *Odocoileus virginianus* y *Nasua narica*).

De las tres especies de zorrillos registrados en los sitios de estudio, *Conepatus leuconotus* es la especie considerada menos abundante. La característica distintiva de los sitios donde fue registrado, es que en ellos existe poca presión antropogénica por la inaccesibilidad de los sitios. Adicionalmente, los registros se dieron en cañadas o cerca de ellas, las cuales son importantes para la

construcción de sus madrigueras (Davis y Schmidly 1994). Por otra parte, la presencia de *Lynx rufus* se dio exclusivamente en sitios localizados en los parches más grandes (41 a 126 km²), además en tres sitios donde no existen caminos de terracería, el sitio restante se encuentra dentro de una ANP, la cual es la única donde se cuenta con vigilancia permanente, esto es importante ya que los caminos lo hacen susceptibles a la cacería (Hansen 2007). Por el contrario, *Odocoileus virginianus* fue registrado en el parche de menor tamaño (5.21 Km²). Sin embargo, de acuerdo con habitantes de la comunidad la presencia de esta especie se debe a ejemplares liberados de una Unidad de Manejo Ambiental (UMA) cercano al sitio de estudio. Cabe destacar que en el sitio se encuentra una constructora, la cual tiene planes de expandirse en por lo que la comunidad de mamíferos podría verse afectada en un futuro por la pérdida y fragmentación del hábitat, siendo las especies con menor capacidad de dispersión y las más sensibles a la fragmentación (*i.e* carnívoros) las que pueden resultar mayormente afectadas. Este podría ser el caso del *Nasua narica*, el cual solo se registró en un sitio. Esta especie es considerada abundante y ampliamente distribuida en México (Valenzuela 1998; Valenzuela 2005). Sin embargo, debido a la ausencia de registros de la especie en la región, Guanajuato no es considerado como parte de su distribución (Hall 1981; Ceballosy Arroyo-Cabrales 2012). La escasez de estudios en la región podría ser la causa por la que la especie no haya sido registrada previamente. No obstante, al ser una especie con afinidad tropical, es posible que el hábitat que existe en la región no permita su establecimiento en otras áreas. Esta región caracterizada por selva baja caducifolia ha sido transformada a matorral subtropical y vegetación secundaria por la presión antropogénica a la que han sido objetos (Almanza y Juárez 2012). Por lo que su presencia en el sitio, pueda deberse a su buen estado de conservación. Finalmente, *Didelphis virginiana* fue registrada en un sitio a pesar de que es considerada común y ampliamente distribuida (Cuarón *et al.*, 2008). La ocurrencia de esta especie no está influenciada con la pérdida y fragmentación en el paisaje

(Thorton *et al.*, 2011). Sin embargo, prefiere zonas más bajas y es una especie adaptable a ambientes perturbados (Cuarón *et al.*, 2008) por lo que es más frecuente observarlos en las zonas de cultivos.

Podemos observar que las especies registradas a pesar de ser consideradas generalistas (Fuller 1978; Oaks *et al.* 1987; Goomper 1995; Kolowski y Woolf 2002; Cantú *et al.* 2005; Ray 2002; Prange y Gehrt 2004; Peers *et al.* 2012;), solo seis especies fueron registradas en más del 50% de los sitios. Adicionalmente no se registraron carnívoros de talla grande (mayor a los 15 kg) que de acuerdo con la gente local fueron extirpados desde hace más de 30 años, esto concuerda con el único registro de *Puma concolor* cercano a la zona de estudio de un macho atropellado en 1970 en el municipio de Acámbaro (López-Wilchis 2003). La extirpación de depredadores tope de talla grande provoca que en su ausencia los mesocarnívoros (< 15 kilogramos; Roemer *et al.* 2009) ocupen su nicho ecológico (Crooks y Soulé 1999). Sin embargo, la presencia de depredadores exóticos como *Canis familiaris* que fueron registrados en la mayoría de los sitios mediante las trampas cámara, podría tener un efecto importante en la presencia de otras especies (ANEXO 8), ya que los perros pueden competir directamente con otros depredadores, provocando una reducción en la presas (Veitch, 2002) además tienen la ventaja de ser estar activos durante el día y la noche (Green y Gibson 1994; Brickner 2002). La importancia de mantener a los mesocarnívoros nativos presentes es que son reguladores de las poblaciones de pequeños mamíferos (e.g roedores; Johnson *et al.* 2007; Berger *et al.* 2008) los cuales para algunos agricultores constituyen una plaga, por lo que es necesario el mantener a estas especies presentes especialmente el lince que podría funcionar como una especie carismática y sombrilla en la región. Por lo tanto, es importante destacar que en dos de los sitios donde se registró a la especie, se registraron dos individuos juntos, lo cual indica que en los sitios existe reproducción, ya que el lince es una especie solitaria, por lo que solo se verán acompañados las hembras con sus crías o acompañados de otros adultos durante la época de reproducción

(Hansen 2007), la cual en su rango de distribución al sur puede ocurrir en cualquier época del año (Blankenship y Swank 1979; Hansen 2007).

A pesar que el esfuerzo de muestreo no fue similar entre los sitios, podemos observar que claramente los sitios Galvanes y Jauregui tienen el menor número de especies registradas mediante trampas cámara en comparación con los otros sitios con el mismo esfuerzo de muestro, esto es importante ya que se planea el decreto de una nueva ANP en los Galvanes. Consideramos que es más urgente el contar con un inventario completo de las ANP ya decretadas en el estado.

La mayoría de los esfuerzos de conservación suelen centrarse en ambientes forestales (e.g. bosque de encino, bosque pino-encino) o dentro de ANP (Elizalde-Arellano et al. 2010; Cecaíra-Ricoy et al. 2012; Charre-Medellín et al. 2012). Sin embargo es necesario que los monitoreos no sólo se enfoquen en ANP, ya que tres sitios se localizaron dentro de dos ANP y el mayor número de especies registradas se dieron en sitios ubicados fuera de ANP. Los matorrales (e.g matorral crasicaule, matorral subtropical) y selva baja caducifolia representan importantes refugios relictos para la biodiversidad, especialmente en esta región históricamente caracterizada por selva baja caducifolia que cubría hasta el 45% de la superficie estatal pero que actualmente ocupa sólo el 10% (Zamudio 2012) consecuencia de la constante presión antropogénica de la que han sido objetos, lo que ha propiciado su transformación a vegetación secundaria y a matorral subtropical (Rzedowski y Calderón de Rzedowski 2013).

Esta transformación continua estando presente en la región. Actualmente, la mayor parte de la superficie estatal está representada principalmente por zonas agrícolas, urbanas (e.g asentamientos urbanos e industriales) y vías de comunicación (Carranza-González 2005). Sin embargo, la expansión de las zonas urbanas representa una de las mayores amenazas a la biodiversidad ya que resulta en una reducción del tamaño de los parches e incremento en su

aislamiento (Fahrig 2003; Dunford y Freemark, 2005) por lo que la persistencia de las especies dependerá de su habilidad de dispersión pero principalmente de la permeabilidad de la matriz que rodea al parche (Rodewald 2003), siendo más probable que una dispersión sea exitosa en coberturas de cultivos que las que están constituidas por asentamientos antropogénicos (Hannah y Hansen 1995).

A pesar de las especies registradas durante el estudio están ampliamente distribuidas en el país (Hall 1981). Para muchas de estas especies constituyó su primer registro en los municipios, esto implica la necesidad de incrementar los monitoreos de la fauna silvestre en la región e implementar planes de manejo más allá de las ANP, ya que de continuar la expansión de urbana, la riqueza de especies podría disminuir (McKinney 2008) debido a la reducción en del tamaño poblacional, dispersión, hábitat disponible y en el flujo genético, experimentando así un mayor riesgo de extinción local (McGarigal y Cushman, 2002).

9. REFERENCIAS

- Aberg, J., Jansson, G., Swenson, J.E y Angelstam, P., 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103, 265–26.
- Almanza, R. y Juárez, L. E. 2012. El deterioro ambiental durante la fase inicial de poblamiento, pp. 91-94, In: La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado vol. I. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEEG). Ciudad de México, México.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355–366.
- Asociación Mexicana Para la Conservación y Estudio de los Lagomorfos A. C. (AMCELA)., Romero-Malpica, F. J. y Rangel-Cordero, H. 2008. *Lepus callotis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2014.2. www.iucnredlist.org. (Consultada 03 Noviembre 2014).
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth , F.P. y Cronin , J.T. .2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85: 2671 – 2676.
- Berger, K. M., Gese, E.M. y Berger, J. 2008. Indirect effects and traditional trophic cascades: A test involving wolves, coyotes, and pronghorn. *Ecology*, 89: 818–828.
- Bierregaard, R.O. y Stouffer, P.C. 1997. Understorey birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. Pp. 138–153 in *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation*. W.F. Laurance and R.O. Bierregaard, eds. University of Chicago Press, Chicago.
- Blankenship, T.L. y W.G. Swank. 1979. Population dynamic aspects of the bobcat in Texas.

Bolger, D. T., Alberts, A.C., Sauvajot, R.M., Potenza, P., McCalvin, Tran, D., Mazzoni, S y Soule, M.E. 1997. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications* 7:552–563.

Botequilha, L., y Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59:65-93.

Brickner, I. 2002. The impact of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife welfare and conservation: a literature review. With a situation summary from Israel. University of Harare, Zimbabwe.

Cantú-Salazar, L., Hidalgo-Mihart, M., López-González, C.A. y González-Romero, A. 2005. Diet and food resource use by the pygmy skunk (*Spilogale pygmaea*) in the tropical dry forest of Chamela, Mexico. *Journal of Zoology (London)*, 267: 283-289

Carranza-González, E. 2011. Contribución al conocimiento de las plantas del genero *Ipomea* L. (Convolvulaceae) en el estado de Guanajuato, México. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes XVIII*: 1-74.

Carranza-González, E. 2005. Conocimiento de la flora y la diversidad vegetal del estado de Guanajuato, México. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes XXI*: 1-17.

Ceballos, G y G. Oliva. 2005. Los Mamíferos silvestres de México. CONABIO/Fondo de Cultura Económica. México. 986 p.

Ceballos, G., y J. Arroyo-Cabrales. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 2:27-80.

Cecaira-Ricoy, R., J. A. Iglesias-Hernández, J. F. Charre-Medellín, R. Bolaños M., G. E. Magaña-Cota , V. Sánchez-Cordero, E. Kat o M., y F. J. Botello L. 2012. Registro notable de tres especies de mamíferos en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato. Pp. 280-282 en *La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado vol. II*. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). Ciudad de México, México.

Charre-Medellín, J. F., V. Sánchez-Cordero, G. Magaña-Cota, M. Álvarez-Jara, y F. Botello. 2012. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Guanajuato, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 57:117-118.

Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. *Conservation Biology*, 15, 1755–1762.

Crooks, K.R. y Soule', M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 563–566.

Daily, W.D., Ehrlich, P.R y Sanchez-Azofeifa, G.A. 2001. Countryside biogeography: utilization of human dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 10:1196-1210.

Davies K.F., Gascon C. y Margules C.R. 2001. Habitat fragmentation: consequences, management and future research priorities. , pp. 81–97. In: Soule' M.E. y Orians G.H. (eds) *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Island Press, Washington, DC.

Davis, W.B. and D.J. Schmidly. 1994. *The mammals of Texas*. Texas Parks and Wildlife Press, Austin, TX.

Dunford, W. 2001. Effects of agricultural and urban land uses on birds breeding in forest fragments near Ottawa, Ontario. MSc thesis, Department of Biology, Carleton University, Ottawa, Ontario. pp 91.

Dunford, W. y Freemark, K. 2005. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecol.* 20: 497-511.

Dunning, J. B., R. Borgellak., K. Clementsa y Meffe, G.K. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9:542-550.

Dunning, J.B., Danielson, B.J y Pulliam, H.R. 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.

- Elizalde-Arellano, C., J. C. López-Vidal, E. Q. Uhart, J. I. Campos-Rodríguez, y R. Hernández Arciga. 2010. Nuevos registros y extensiones de distribución de mamíferos para Guanajuato, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 26:73-98
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: versión 9.3. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*. 100: 65–74.
- Fahrig, L. 2005. When is a landscape perspective important? Pp. 3-10 in: Wiens, J., y M. Moss (eds). *Issues and perspectives in landscape ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M y Jean-Louis, M. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14:101-112.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133-142.
- Forys E.A y Allen CR 2005. The impacts of sprawl on biodiversity: the ant fauna of the lower Florida Keys. *Ecol Soc* 10:25–35.
- Foster, J y Gaines, M.S. 1992. The effects of successional habitat mosaic on a small mammal community. *Ecology* 72:1358-1373.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202–205.
- Fuller TK (1978) Variable home-range sizes of female gray foxes. *Journal of Mammalogy* 59(2), 446–449.

Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E.J y Stoner, K.E. 2013. Landscape and patch attributes impacting médium-and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 29:331-344.

Gascon, C., Lovejoy T.E., Bierregaard R.O., Malcolm J.R., Stouffer P.C., H.L. Vasconcelos., W.F. Laurance., B. Zimmerman., M. Tochers y S. Borges.1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:

Goomper, M. E. 1995. *Nasua narica*. *Mammalian Species* 487: 1-10.

Green J.S. and Gipson P.S. (1994). *Feral Dogs. Prevention and Control of Wildlife Damage 1994*. Cooperative Extension Division Institute of Agriculture and Natural Resources University of Nebraska – Lincoln United States Department of Agriculture Animal and Plant Health Inspection Service Animal Damage Control Great Plains Agricultural Council Wildlife Committee.

Guevara-Chumacero, L.M., R. López-Wilchis, y V. Sánchez-Cordero. 2001. 105 años de investigación Mastozoológica en México (1890-1995): Una revisión de sus enfoques y tendencias. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 83: 35-72.

Gustafson, E.J y R.H. Gardner. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77:94-107

Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems*: 143-156.

Hagan, J.M., Haegen,W.M.V., and Mckinley, P.S. (1996) The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10, 188–202

Hall, R. 1981. *The mammals of North America*, Vol. I. John Willey y Sons. I. Nueva York.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and Ryan, P.D. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9.

Hannah, L. and Hansen, L. 2005. Designing landscapes and seascapes for change. In *Climate Change and Biodiversity* (Lovejoy, T.E. and Hannah, L., eds), pp. 329–342. Yale University Press, New Haven, CT.

Hanski, I y O.E Gaggiotti. 2004. Metapopulation Biology: past, present, and future. Pp. 3-22 in Hanski, I y O.E Gaggiotti (eds). Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations. Academic Press. San Diego.

Harris, L.D., y P. Kangas. 1979. Designing future landscapes from principles of form and function. Pp. 727-729. In Pilsner, G.H., y R.C. Swardon. (eds). Our National Landscape: Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource. General Technical Report PSW-34, U.S. Forest Service, Washington, D.C.

Hernández-Camacho, N. y C. A. López-González. 2008. Efectos de la fragmentación del hábitat en la ecología espacial de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en el Parque Nacional El Cimatario, Querétaro, México. Pp. 154-157. En: Perspectivas en Zoología Mexicana. Alberto J. Sánchez, Mircea G. Hidalgo, Stefan L. Arriaga Weiss Wilfrido M. Contreras Sánchez. Colección José N. Rovirosa. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.

Hilty, J. A. y A. M. Merenlender. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conservation Biology* 18:126–135.

Hilty, J. A., Brooks, C., E. Heaton., E y Merenlender, A.M. 2006. Forecasting the effect of land-use change on native and non-native mammalian predator distributions. *Biodiversity and Conservation* 15:2853–2871.

IEEG. Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato. 2004. Uso de Suelo y Vegetación. Gobierno del Estado de Guanajuato. Guanajuato, México.

IEEG. Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato. 2008. Informe Ambiental del Estado de Guanajuato. Gobierno del Estado de Guanajuato. Guanajuato, México

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2005. México en Cifras. <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=11>. Fecha de consulta 16 de mayo de 2012.

INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2013. Anuario estadístico y geográfico de Guanajuato.

Johnson, C.N., J.L. Isaac y D.O. Fisher. 2007. Rarity of a top predator triggers continent-wide collapse of mammal prey: dingoes and marsupials in Australia. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 274, 341–346.

Jones, C., W.J. McShea, M. J. Conroy, y T. Kunz. Capturing mammals. Pp. 115-155 in *Measuring and monitoring biological diversity standard methods for mammals*, Wilson, D. E., F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, and M. S. Foster, eds., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Joyal, L., A.M. McCollough, y M.L Hunter. 2001. Landscape ecology approaches to wetland species conservation: a case study of two turtle species in southern Maine.

Koleff, P., y J. Soberón. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 323-364.

Kolowski, J. M., and A. Woolf. 2002. Microhabitat use by bobcats in southern Illinois. *Journal of Wildlife Management* 66: 822-832

Kupfer, J.A., Malanson, G.P. y Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: The influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.

Lefkovitch, L. P., y L. Fahrig. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling* 30:297-308.

Li, X., He, H.S., Bu, R., Wen, Q., Chang, Y., Hu, Y. y Li, Y. 2005: The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition*.38: 2626–38.

Lindenmayer, D. 2009. *Large-Scale Landscape Experiments: Lessons from Tumut*, Cambridge University Press, New York.

Lindenmayer, D.B. y Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, D.C.

Litvaitis, J.A., Sherburne, J.A., Bissonette, J.A., 1986. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management* 50, 110– 117

López-Wilchis. R. 2003. Base de datos de los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. <http://investigacion.izt.uam.mx/mamiferos/>

Lovejoy, T.E., Bierregaard, Jr., R.O., Rylands, A.B. et al. (1986) Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In: Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity (ed. M.E. Soulé), pp. 257–85. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Lovett, G.M., C.G. Jones, M.G. Turner, y K.C. Weathers. 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer-Verlag, NY. MacArthur, R.H y E.O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.

Ludwig, J.A., Reynolds, J.F., 1988. Statistical Ecology. Wiley, New York

MacArthur, R.H. y Levins, R. (1964). Competition, habitat selection, and character displacement. Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 51, 1207–1210

Manning, A.D., Lindenmayer, D.B y N.A. Nix. 2004. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. Oikos 104:621-628.

Mazerolle M.J. y Villard M.A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. Ecoscience 6: 117–124.

McGarigal, K y B.J Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351. Corvallis, EE.UU.

McGarigal, K. y S.A Cushman. 2012. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Ecology Applications 12:335-345.

McIntyre, S y R.J. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. Conservation Biology 13:1282-1292.

McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. Urban Ecosystems 11:161–176.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 pp.

Neave, P., Neave E., Wiens T y Riche T. 2000. Availability of wildlife habitat on farmland. In: McRae T., Smith C.A.S. y Gregorich L.J. (eds), Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicator Project. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, Canada, pp. 145–156.

Oaks, E., P. Young, G. Kirkland, D. Schmidt. 1987. *Spermophilus variegatus*. Mammalian Species, 272: 1-8.

Oliva-Aguilar, V.R. 2012. Fisiografía y Geología Pp. 38-45 en La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado vol. I. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). Ciudad de México, México

Pasinelli, G., Meichtry-Stier, K., Birrer, S., Baur, B., Duss, M., 2013. Habitat quality and geometry affect patch occupancy of two Orthopteran species. PLoS ONE 8, e65850.

Peers MJL, Thornton DH, Murray DL (2012) Reconsidering the Specialist-Generalist Paradigm in Niche Breadth Dynamics: Resource Gradient Selection by Canada lynx and Bobcat. PLoS ONE 7(12): e51488.

Poglayen-Neuwall, I, y D. E. Toweill. 1988. *Bassariscus astutus*. Mammalian Species. 327: pp. 1-8.

Prange, S., y Gehrt, S.D., 2004. Changes in mesopredator-community structure in response to urbanization. Can. J. Zool. 82, 1804–1817

Prevedello, J.M y Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of evidence. Biodiversity Conservation 19:1205-1223.

Prugh L. R., Hodges K. E., Sinclair A. R. E y Brashares J. S. 2008 Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. Proc. Natl Acad. Sci. USA 105, 20 770–20 775.

- Pysek, P., Jarosík V y Kucera T., 2002: Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*, 104: 13-24
- Ravan, S. A., y P. S. ROY. 1997. Satellite remote sensing for ecological analysis of forested landscape. *Plant Ecology* 131:129-141.
- Ray, J. C. 2000. Mesocarnivores of northeastern North America: status and conservation issues. Working paper 15. Wildlife Conservation Society, Nueva York. Disponible en <http://www.wcs.org/science>. Consultada 03/11/2014
- Reid, F.A. 2006. A field guide to the mammals of North America. 4th ed. Peterson Field Guide Series. Houghton Mifflin Company. New York.
- 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.
- Richards, J.A. 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis, Springer-Verlag, Berlin, p. 240.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158: 87–99.
- Rodewald, A.D. The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin*. 31:586-592.
- Roemer, G.W., Gompper, M.E. y Van Valkenburgh, B. (2009) The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 52, 165–173.
- Rzedowski, G. C. de y J. Rzedowski, 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a ed. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Rzedowski, J. y G. Calderón. 2013. Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Bot. Mex.* 102: 1-23

Rzedowski, J., y G. Calderón de Rzedowski. 1987. "El bosque tropical caducifolio de la región mexicana del Bajío", *Trace* 12: 12-21.

Sánchez, O. 2014. Sinopsis de los mamíferos silvestres del estado de Guanajuato, México, y comentarios sobre su conservación. *Therya*. Vol.5(2): 369-422.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: are-view. *Conservation Biology* 5:18-32.

Saura, S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing*. 23 (3): 4853-4880.

SEMARNAT (SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2010. Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental, Especies Nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de Especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección 1-96 pp. Ciudad de México, México

SEMARNAT ((SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2014 .ACUERDO por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. Diario Oficial de la Federación, 05/03/2014. Ciudad de México, México

Sisk, T.D., Haddad, N.M. y Ehrlich, P.R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7:1170–1180

Taylor P.D., L, Fahrig., K, Henein y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.

Tischendorf, L y L. Fahrig. 2000. On the use and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.

Tobler, W.R. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit Region. *Economic Geography* 46:234-240.

Veitch C.R. (2002). Feral dog- a situation summary. Endangered Species Recovery Council, 48 Manse Road, Papakura, New Zeland

Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F. y Matthysen, E. 2003. Does matrix resistance influence red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18, 791–805.

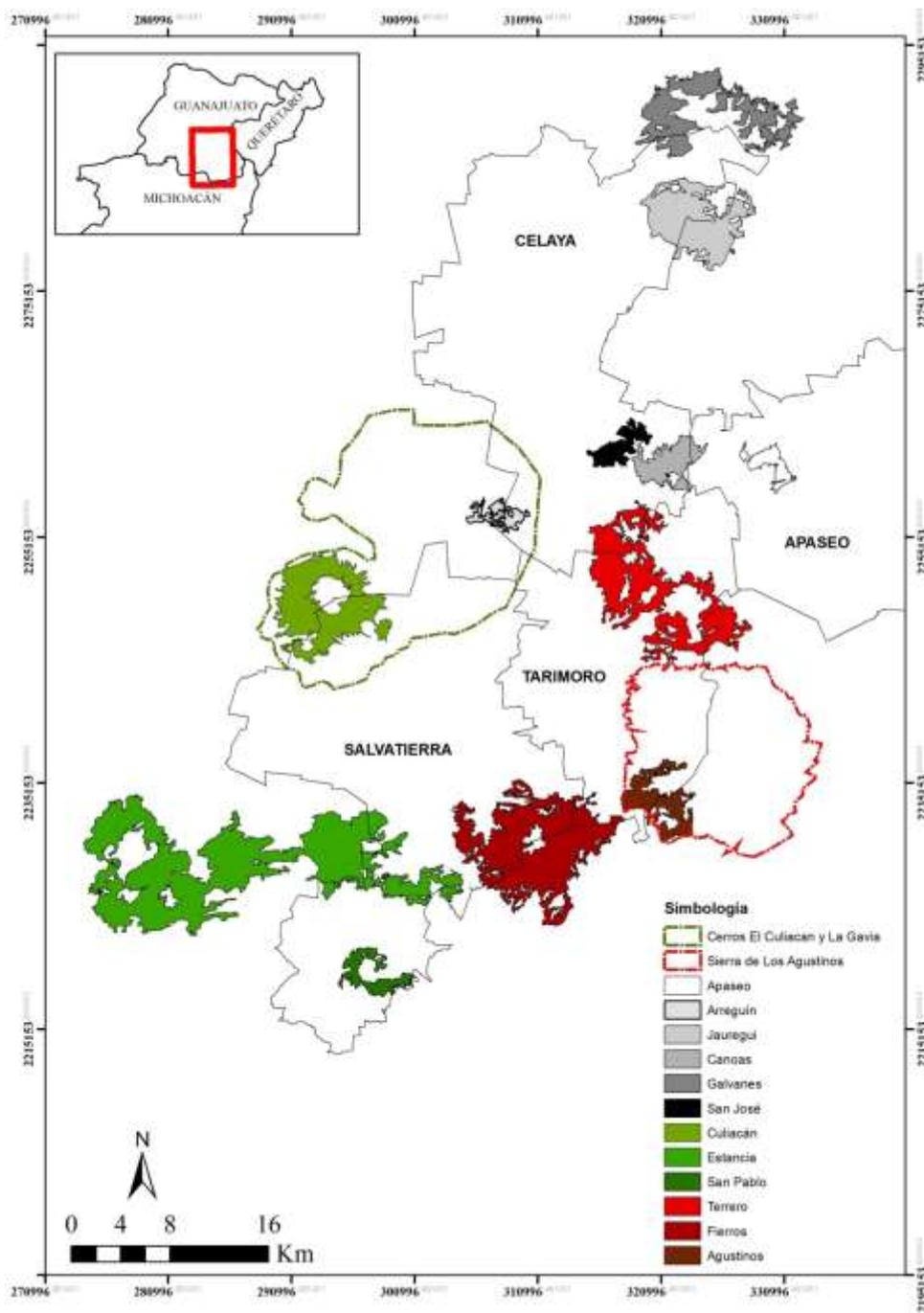
Watling, J. I., Nowakowski, A.J., Donnelly., M.A y Orrock, J.L. 2011. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology Biogeographic* 20:209–217.

Wilcove, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 211–1214

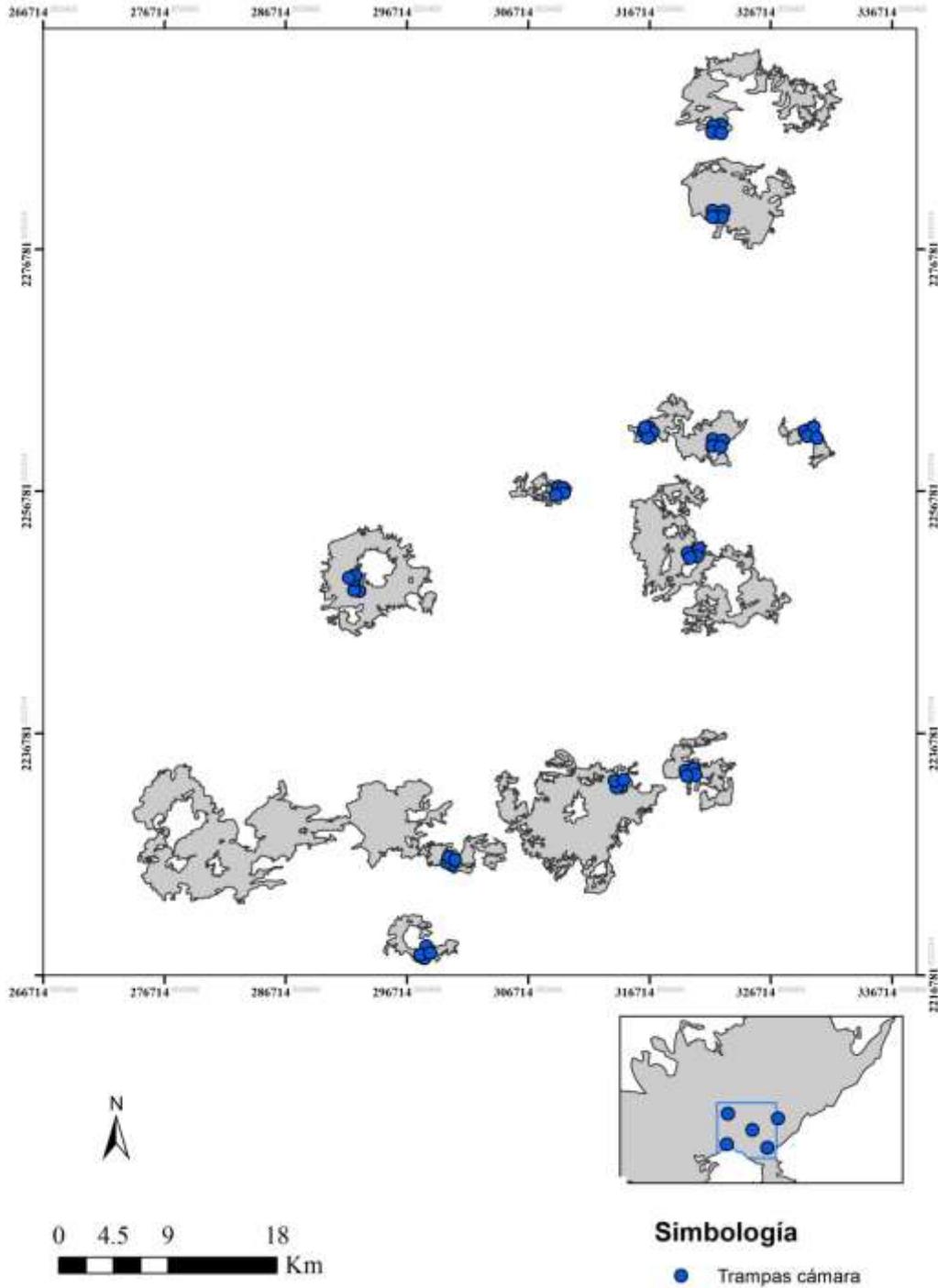
Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19: 125–138.

Zamudio, S. 2012. Diversidad de ecosistemas del Estado de Guanajuato. Pp 21-55 en *La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado vol. II*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE), México.

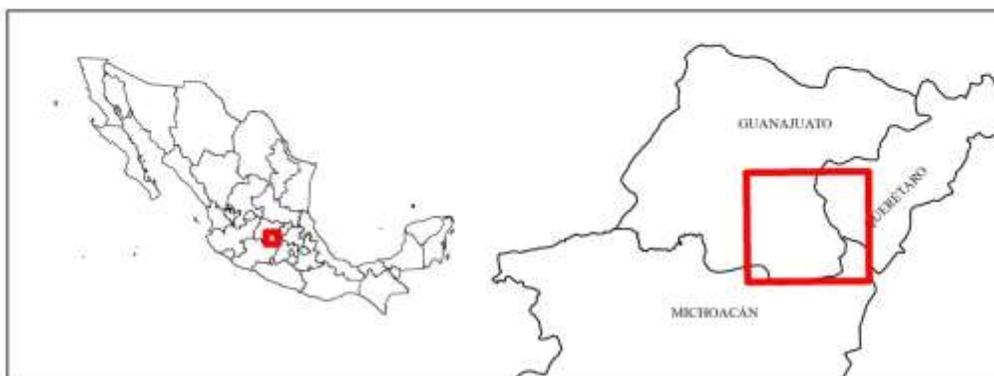
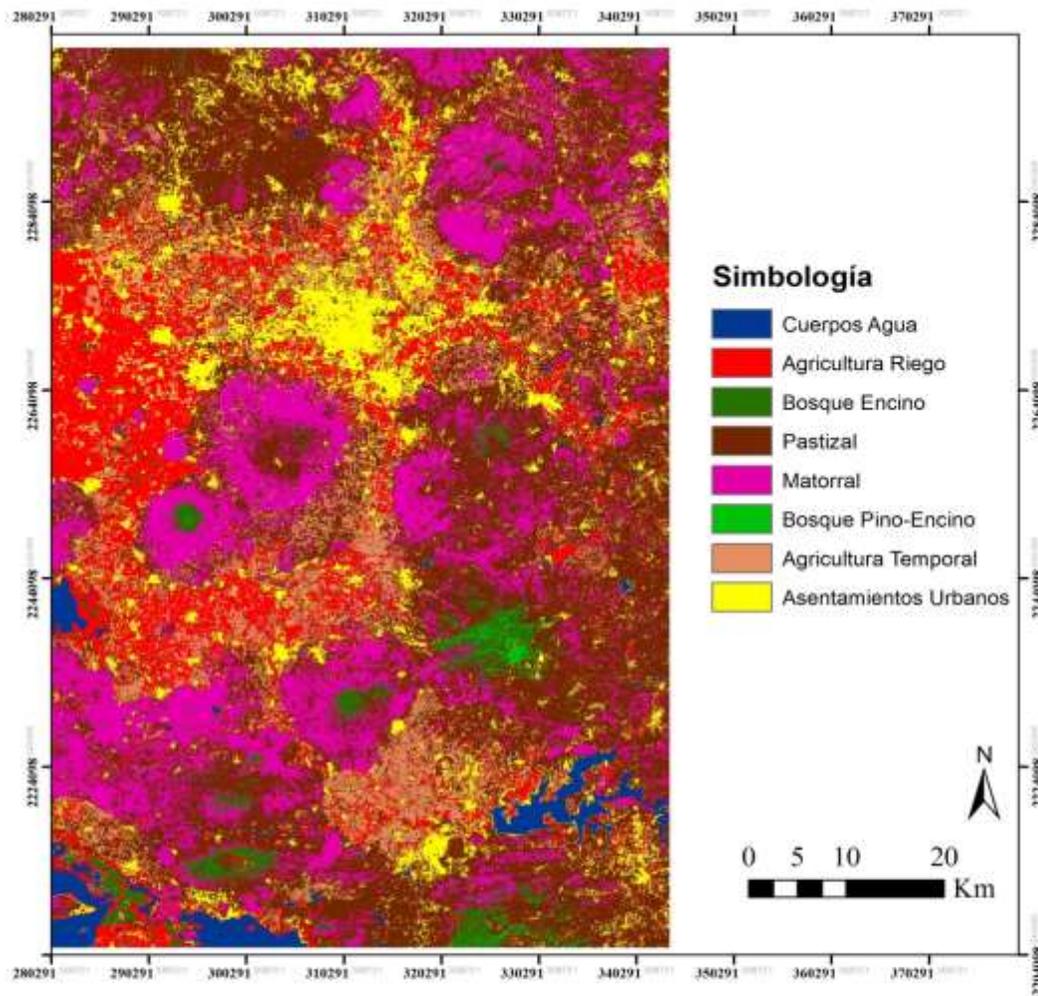
ANEXO 1. Parches donde se realizó el monitoreo



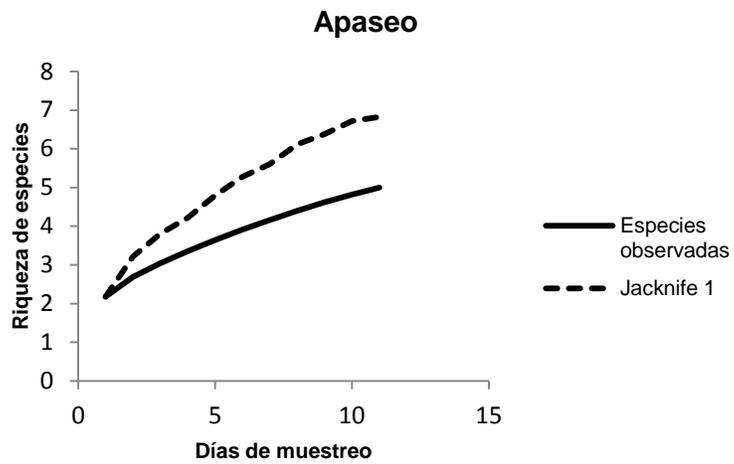
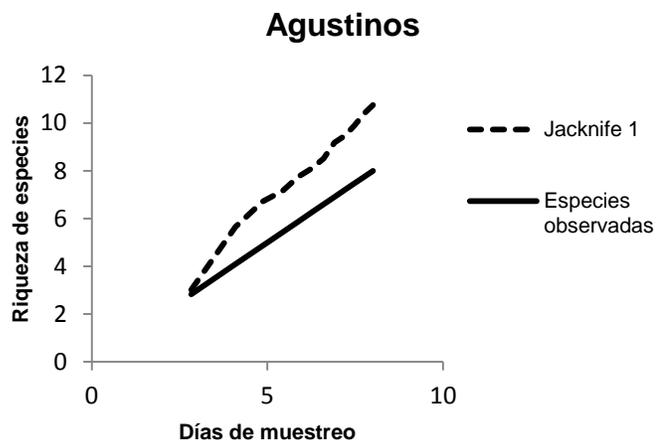
ANEXO 2. Ubicación de trampas cámara en los 12 sitios de monitoreo

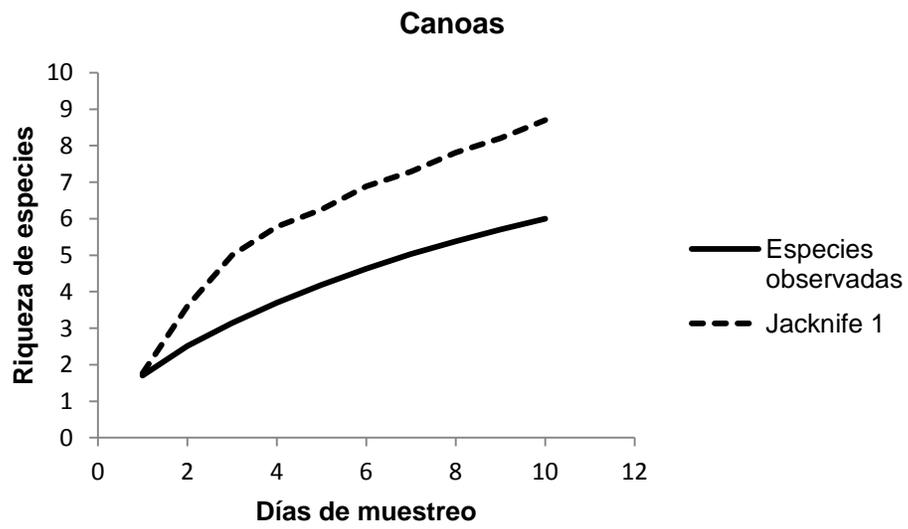
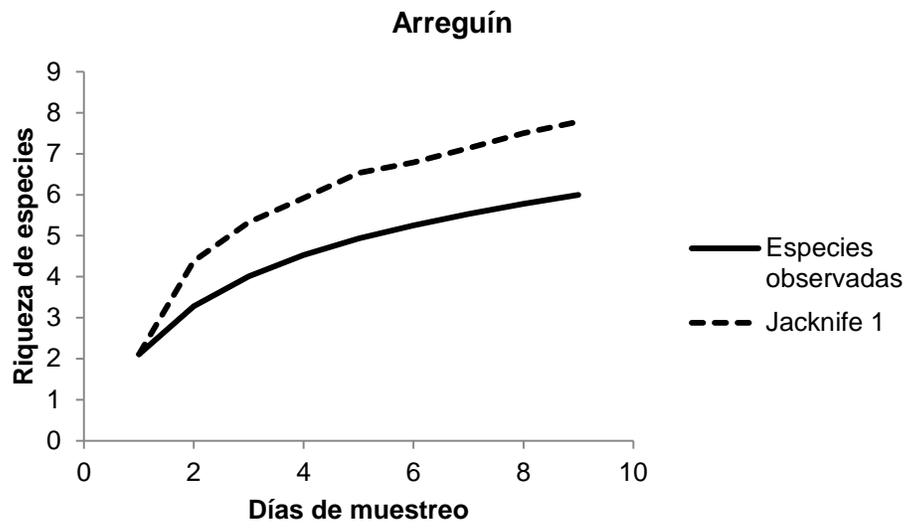


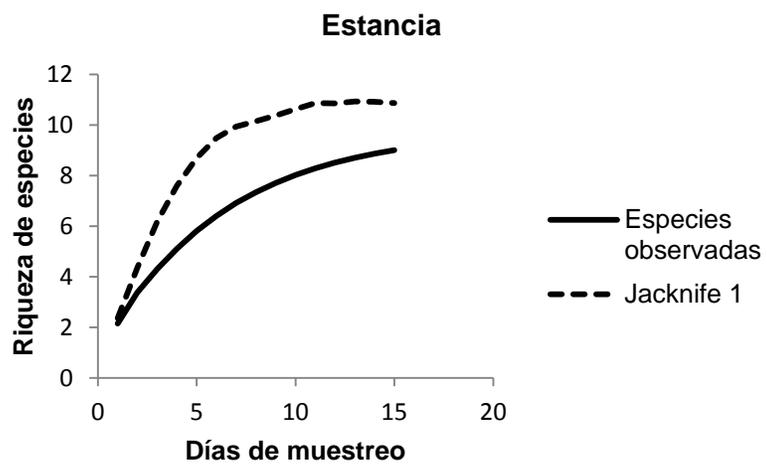
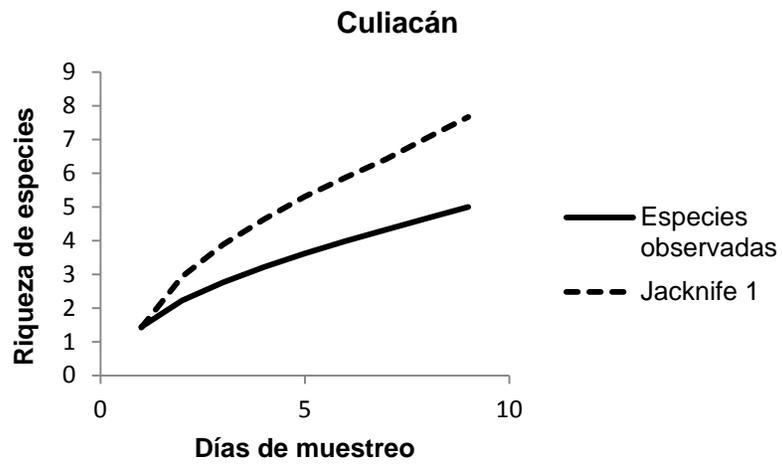
ANEXO 3. Clasificación supervisada de la imagen de satélite.

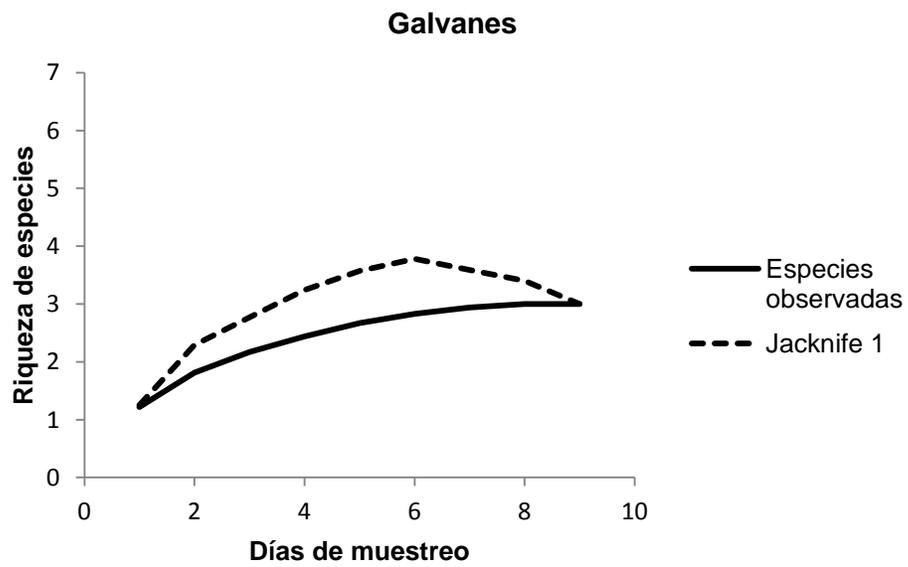
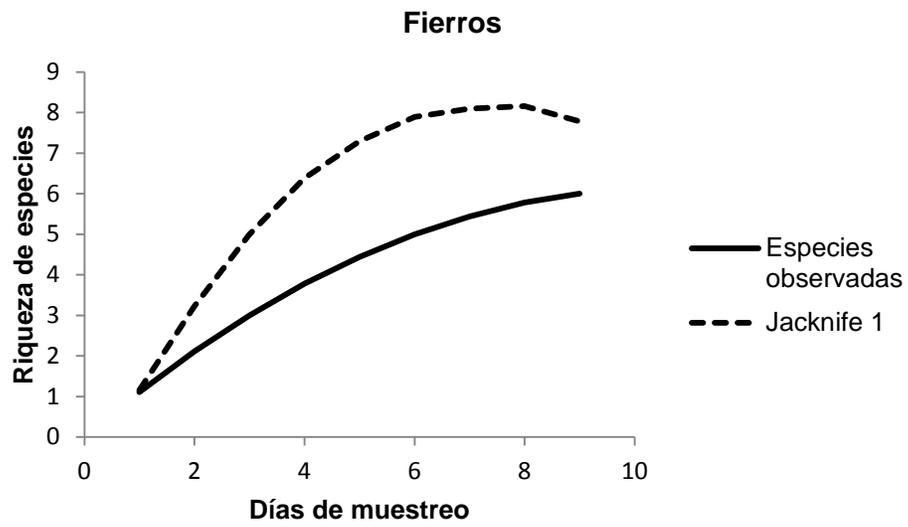


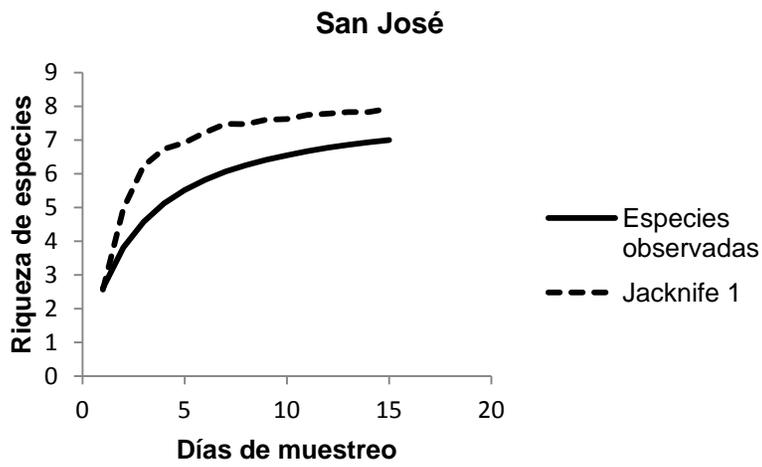
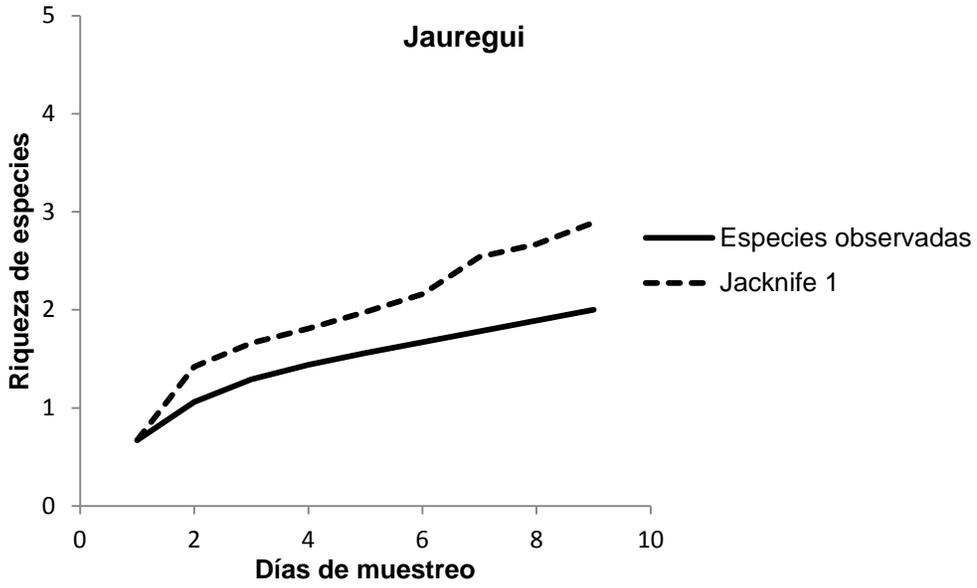
ANEXO 4. Curvas de acumulación de especies de mamíferos terrestres (Jackknife primer orden) en los 12 sitios de estudio.



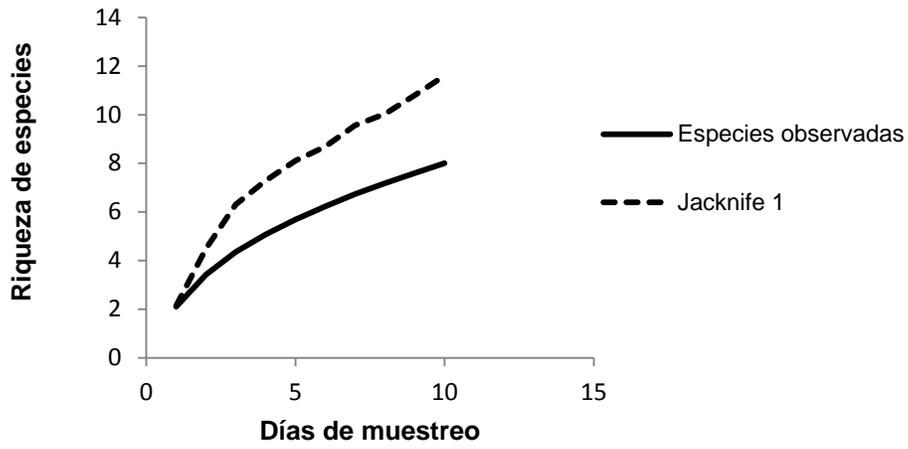




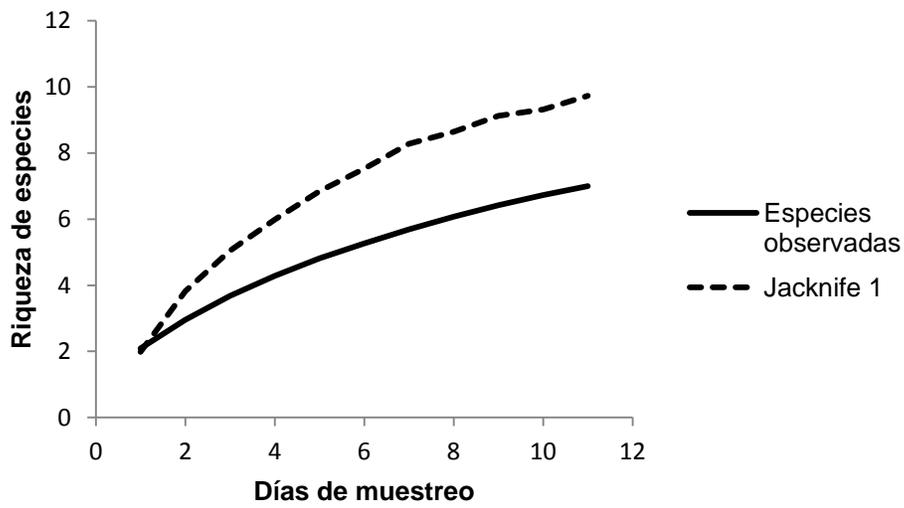




San Pablo



Terrero



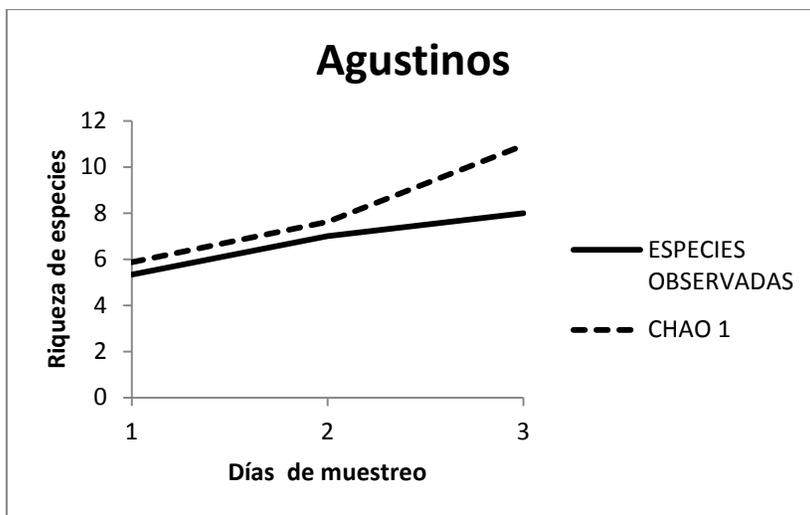
ANEXO 5. Ámbitos hogareños, peso, porcentaje de materia animal consumida y distancia máxima de dispersión de las especies registradas por medio de trampas cámara en los 12 sitios de monitoreo.

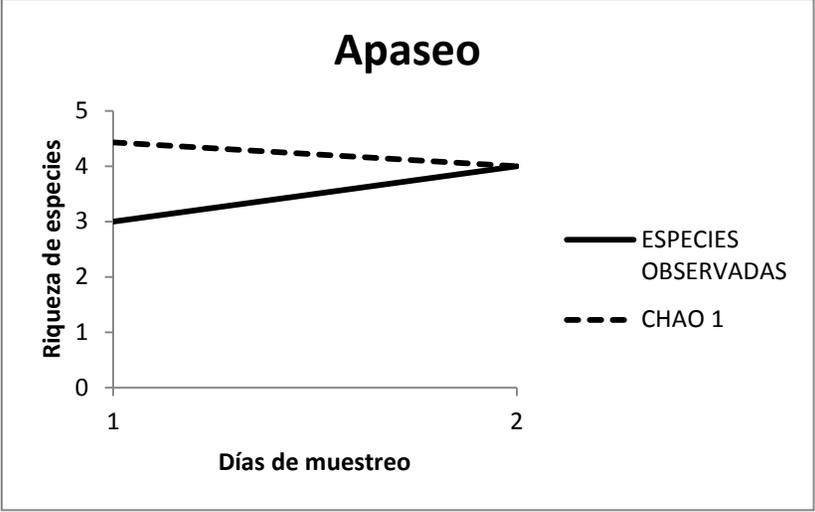
Espece	Ambito hogareño (ha)	% Materia animal	Peso (kg)	Distancia dispersión (km)
<i>Bassariscus astutus</i>	161.75	32.07	0.95	48.55625
<i>Canis latrans</i>	750	63.7	14.37	33.517368
<i>Conepatus leuconotus</i>	n/a	7.5	2.8	6.8333333
<i>Didelphis virginiana</i>	12.7	52.5	3.26	3.5058947
<i>Lynx rufus</i>	1173	100	9.85	58.372727
<i>Mephitis macroura</i>	265.6	12	0.99	6.8333333
<i>Nasua narica</i>	106	18.64	4.65	2
<i>Odocoileus virginianus</i>	206	0	77.08	8.6611111
<i>Otospermophilus variegatus</i>	2.13	1	0.718	3.9
<i>Procyon lotor</i>	60.01	14.96	6.97	19.581667
<i>Spilogale angustifrons</i>	64	73.53	0.484	6.8333333
<i>Sylvilagus floridanus</i>	1.7	0	1.16	10.59
<i>Urocyon cinereorgenteus</i>	100	37.38	5	48.55625

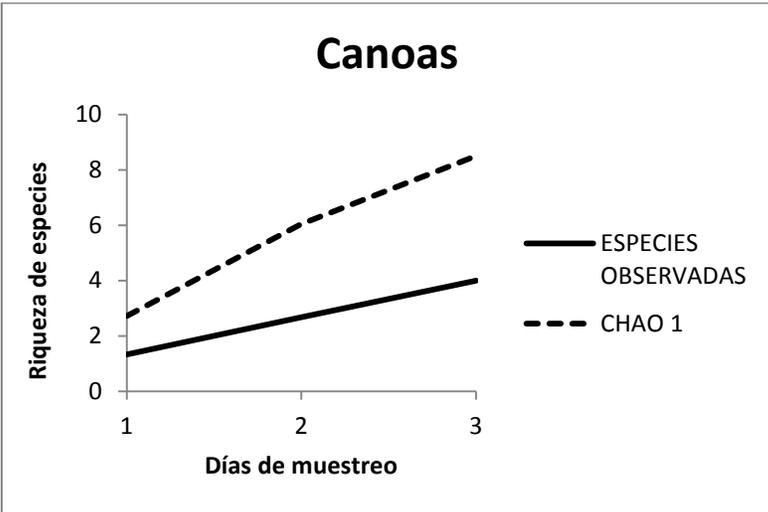
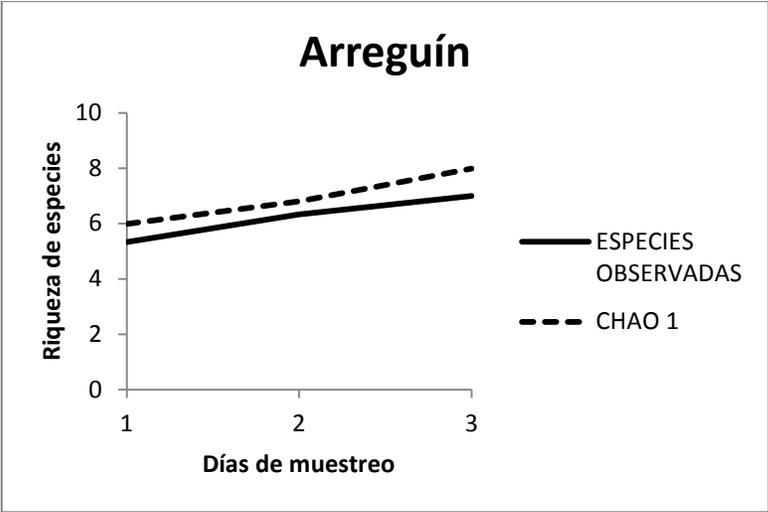
ANEXO 6 Abundancia de las especies de roedores registradas en los 12 sitios de monitoreo.

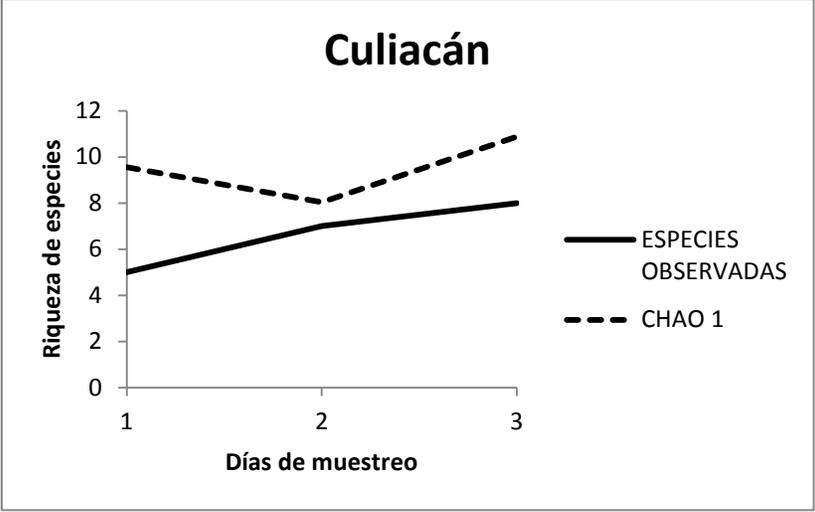
Sitio	<i>P. diff</i>	<i>P. ere</i>	<i>P. gra</i>	<i>P. levi</i>	<i>L. irro</i>	<i>N. leu</i>	<i>R.fulv</i>	<i>P. hylo</i>	<i>P. melanotis</i>	<i>B. tay</i>	<i>P. melanoph</i>	<i>P. pecto</i>	<i>S. leu</i>	Abundancia	Recapturas	Total capturas
Agustinos	4	18	1	12	0	0	0	1	7	1	5	0	0	49	8	57
Apaseo	2	4	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	11
Arreguin	0	19	1	17	0	1	4	0	4	10	0	0	0	56	18	74
Canoas	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	4	0	4
Culiacan	1	4	1	6	5	0	0	0	1	3	5	0	0	26	1	27
Estancia	2	7	1	28	2	0	1	1	3	11	10	0	6	72	19	91
Fierros	2	0	0	8	1	0	3	0	7	2	0	0	0	23	0	23
Galvanes	1	12	1	11	1	1	3	0	4	6	0	0	0	40	6	46
Jauregui	0	8	0	14	1	0	2	0	5	4	0	0	0	34	5	39
San Jose	0	5	0	11	3	3	17	2	2	0	0	0	0	43	10	53
San Pablo	1	2	1	3	5	0	0	0	1	1	0	0	2	16	1	17
Terrero	5	16	1	22	3	0	5	0	1	18	29	0	0	100	25	125
Total	18	95	8	135	21	6	36	4	35	56	50	1	8	473	94	567

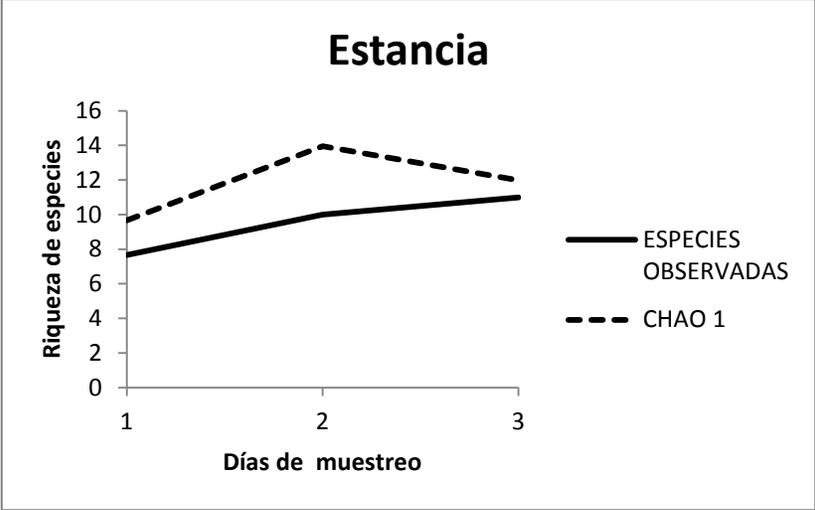
ANEXO 7. Curvas de acumulación de mamíferos terrestres (CHAO de primer orden) en los 12 sitios de monitoreo.

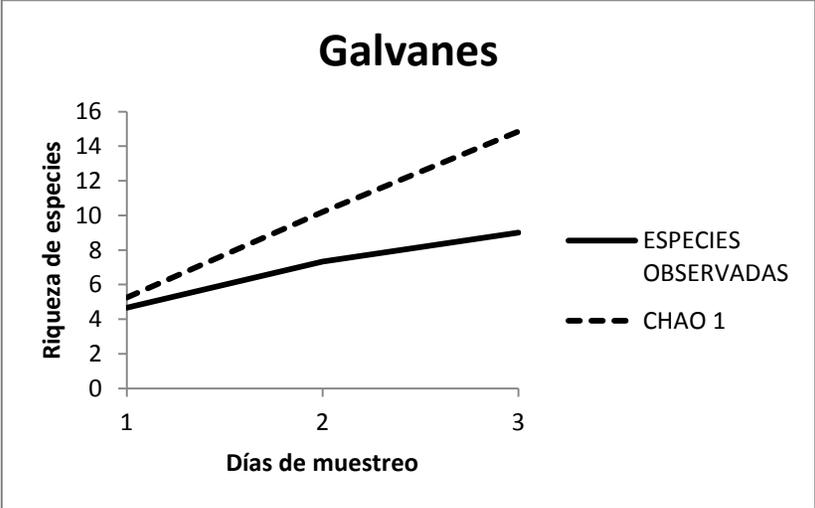
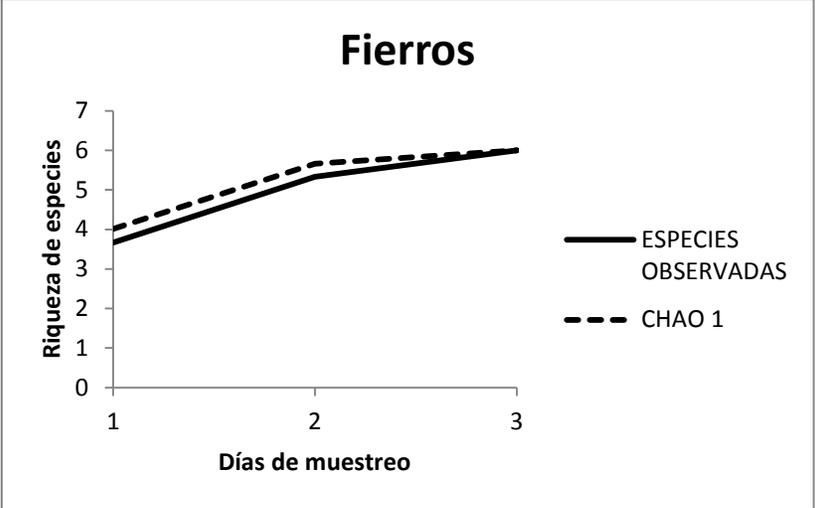


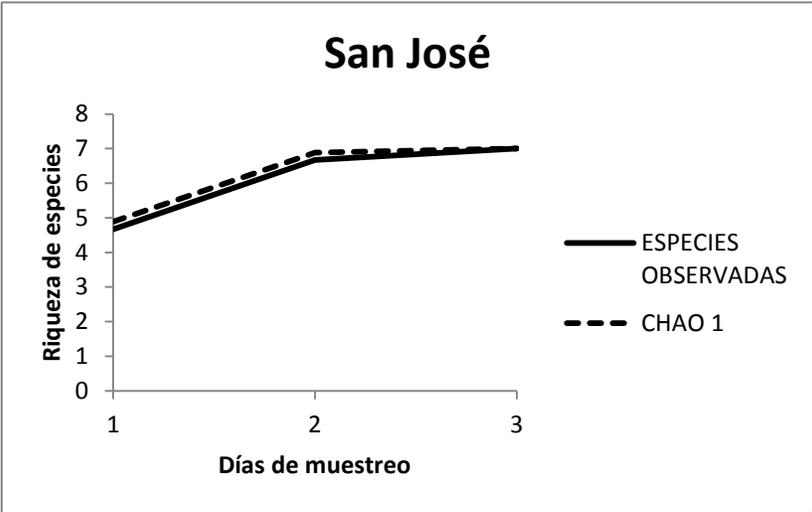
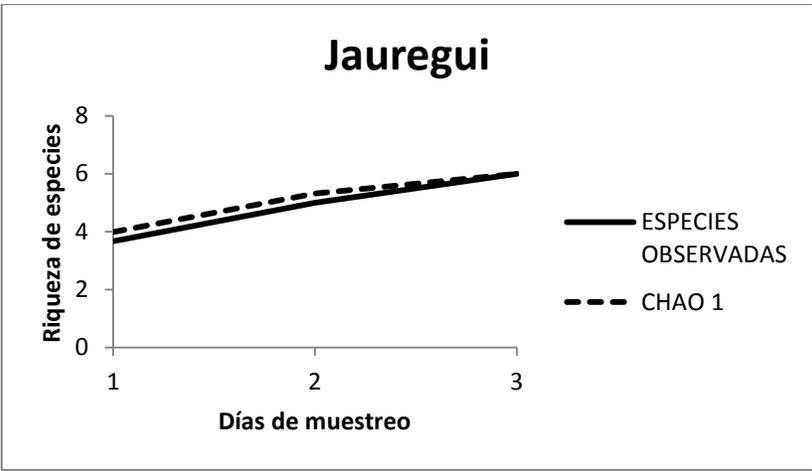


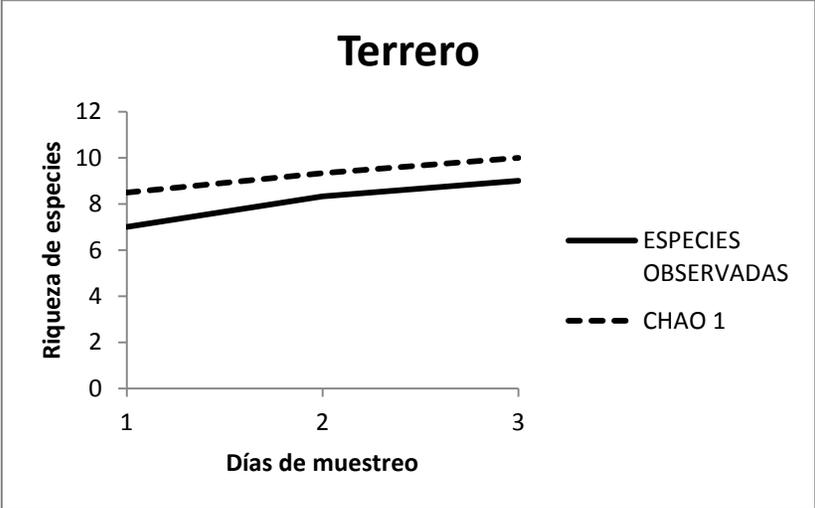
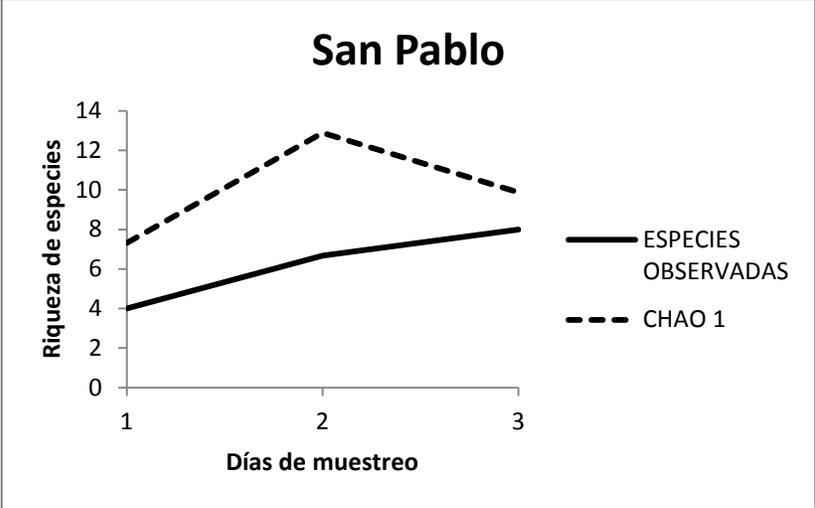












ANEXO 8. *Canis familiaris* consumiendo carroña de animal domestico y ejemplar de *Mephitis macroura* que presentaba una mordida (i.e posiblemente un perro).

Sitio: Estancia

Fecha: 26/01/2014 y 27/01/2014







ANEXO 9. Nota enviada a Western North American Naturalist. 10/07/2014.

Estado Actual del Manuscrito: “Revisions Being Processed”

Western North American Naturalist
RANGE EXTENSION FOR THE WHITE-NOSED COATI (*Nasua narica*) IN
SOUTHEASTERN GUANAJUATO, MÉXICO.
 –Manuscript Draft–

Manuscript Number:	WNAN-D-14-00009R1
Full Title:	RANGE EXTENSION FOR THE WHITE-NOSED COATI (<i>Nasua narica</i>) IN SOUTHEASTERN GUANAJUATO, MÉXICO.
Article Type:	Note
Keywords:	White-nosed coati; Guanajuato; México
Corresponding Author:	Maria Eugenia Espinosa-Flores Universidad Autónoma de Querétaro Santiago de Querétaro, MEXICO
Corresponding Author Secondary Information:	
Corresponding Author's Institution:	Universidad Autónoma de Querétaro
Corresponding Author's Secondary Institution:	
First Author:	Maria Eugenia Espinosa-Flores
First Author Secondary Information:	
Order of Authors:	Maria Eugenia Espinosa-Flores Carlos López-González
Order of Authors Secondary Information:	
Abstract:	We report the first photographic record of the white-nosed coati (<i>Nasua narica</i>) in the Southeastern portion of the state of Guanajuato. Although this species is considered abundant and widely distributed in México, Guanajuato is not considered part of its current distribution. Because of the lack of records in surrounding areas, it is not possible to determine if there is an existing linkage to other populations. Thus, it is imperative to continue the monitoring this species in the region to identify other established populations and to assess their connectivity to insure their long term conservation.
Additional Information:	
Question	Response

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

RANGE EXTENSION FOR THE WHITE-NOSED COATI (*Nasua narica*) IN SOUTHEASTERN
GUANAJUATO, MÉXICO.

María Eugenia Espinosa-Flores^{1,2} and Carlos López-González^{1,3}

¹Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Av. De las Ciencias S/N, Col. Juriquilla, Santiago de Querétaro, México. 76230.

²Email: eugeniaursusespinosa@gmail.com

³Email: cats4mex@gmail.com

Abstract: We report the first photographic record of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in the Southeastern portion of the state of Guanajuato. Although this species is considered abundant and widely distributed in México, Guanajuato is not considered part of its current distribution. Because of the lack of records in surrounding areas, it is not possible to determine if there is an existing linkage to other populations. Thus, it is imperative to continue the monitoring this species in the region to identify other established populations and to assess their connectivity to insure their long term conservation.

Resumen: Reportamos los primeros registros fotográficos del coati de nariz blanca (*Nasua narica*) en la porción Sureste del estado de Guanajuato. A pesar de que ésta especie es considerada abundante y ampliamente distribuida en México, Guanajuato no es considerado como parte de su distribución actual. Debido a la falta de registros en áreas adyacentes no es posible determinar si existe conectividad con otras. Por lo tanto, es necesario continuar con los monitoreos de la especie en la región para poder identificar otras poblaciones establecidas y asegurar la conectividad que permita su conservación a largo plazo.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

The procyonid genus, *Nasua* contains two species: *Nasua nasua* and *Nasua narica* (Wilson and Reeder 2005). The latter, known as the white-nosed coati is distributed from the Southwestern of the United States into Central America (Gompper 1995). In Mexico, this species has been documented throughout the country except for the Peninsula of Baja California and the central highlands and is considered common in the coastal slopes of the Pacific Ocean and of the Gulf of Mexico (Valenzuela 1998). The species has been associated most frequently with seasonal tropical forests, pine forests, pine-oak forests and scrublands at altitudes ranging from sea level up to 2,900 m. In the state of Guanajuato, there are two documented records of the species in northeastern Guanajuato (Sánchez 2014) although compendium studies (Hall 1981, Ceballos and Arroyo-Cabrales 2012) do not recognize the white-nosed coati as part of the fauna of the state. Furthermore, available records of terrestrial mammals from CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) does not include the white nosed coati as present in Guanajuato. Espinoza-Garcia et al. (2014) discussed the potential distribution of the species in Northeastern México which included a small portion of northeastern Guanajuato and mentioned the presence of recent records. However, location data and type of documentation associated with these records is not provided. In another report, Villaseñor (2008) included the South America-coati (*Nasua nasua*) in their inventory of mammalian species recorded in Sierra de los Agustinos of Guanajuato but this is clearly a misidentification as this species is restricted to South America. In addition, all species records of medium and large sized mammals from this study were obtained only from interviews with local inhabitants and from spoor (e.g scats, tracks) without specimen based, photographic or visual identification of species.

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

In the present study, we conducted a survey to determine the species richness of terrestrial mammals in twelve localities of southeastern Guanajuato using five camera traps (Wildview TK30; Wildview Co., Grand Prairie, Texas) per locality for a total of 60. Five cameras were placed at each site with one camera in the center, with the remaining orientated to for cardinal points and each separated by an average distance of 500 meters between them. The activity period of the cameras was 12 days with a total sampling effort of 58 camera-trap/nights.

On February 19, 2014, we obtained three photographic records of the white-nosed coati (Fig. 1). Records were obtained in the municipality of Tarimoro within the State Natural Protected Area, Sierra de los Agustinos, at approximately 2.5 km from the community "La Concepción" at an elevation of 2,015 m. Vegetation type at the study site is considered a tropical scrub, with dominant tree species being *Acacia farnesiana*, *A. pennaluta* and *Ipomea murcuoides*, *Bursera cuneata*, *Lysiloma microphyllum* and *Ceiba aesculifolia* (Rzedowski and Calderón 1987; Zamudio 2012). Annual precipitation in the area varies between 600 to 1200 mm (Zamudio 2012). Other mammalian species recorded at the site included *Bassariscus astutus*, *Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale angustifrons*, *Sylvilagus floridanus* and *Urocyon cinereoargenteus*. These were the only records of the white-nosed coati obtained while surveying the twelve localities.

Our photographs are the first photographic record for the species in this part of Guanajuato. We considered that the absence of records in other parts of the region does not mean that the species is not present, but more the consequence of very few wildlife survey efforts in the region. Guanajuato is one of the three states that have the fewest reported number of mammalian studies in México (Guevara-Chumachero et al. 2001). Such studies are especially lacking from southeastern Guanajuato, as greater

1 conservation efforts have been focused on the northern portion of the state (Sánchez
2 2014), particularly the designated protected areas of Sierra de Lobos and the Reserva de
3 la Biosfera de la Sierra Gorda. This is in part because of a trend to implement
4 conservation efforts in forested environments (e.g. pine, oak, oak-pine forests; Iglesias et
5 al. 2008, Elizalde-Arellano et al. 2010, Cecaíra-Ricoy et al. 2012, Charre-Medellín et al.
6 2012, Iglesias et al. 2012) leaving other vegetation types such as tropical scrublands
7 unstudied. However, these habitats are important refuges for biodiversity and it is
8 important to monitor these habitats, especially in this region, as they represent relict
9 tropical deciduous fragments which are highly threatened from the high rate of
10 transformation to agricultural, urban and industrial areas (Carranza-González 2005,
11 Zamudio 2012).

12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27 Although, the white-nosed coati is considered the most abundant carnivore in the
28 tropical forests of the Americas (Valenzuela 2005), the presence of this species has not
29 been verified for the southern portion of the state of Guanajuato (Ceballos and Arroyo-
30 Cabrales 2012) and our photographic records are the first to confirm it. Nearby known
31 records of the species are located 165 km south of our record (Goldman 1951, Nuñez-
32 Garduño 2005) and 150 km north of our record (Charre-Medellín et al. 2012, Iglesias et
33 al. 2012; Fig. 2). Also Leopold (1959) includes an occurrence record of white-nosed
34 coati but locality is not provided. Our record extends the current knowledge of the
35 distribution of the species in Guanajuato.

36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50 Because of the lack of records in the surrounding areas (Nuñez-Garduño 2005),
51 it is impossible to determine if there is an existing linkage to other populations of the
52 white-nosed coati in adjacent areas. It is possible that the species has been extirpated in
53 many areas of Guanajuato because the area of tropical deciduous forest, one of the
54 favored habitats of *N. narica*, has been drastically reduced from approximately 45% in
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

1 the past whereas it to presently less than 10% (Zamudio 2012). It is imperative to
2 continue the monitoring of this species in the region to identify other established
3 populations and to assess their connectivity to insure their long term conservation.
4 We thank Fernando Espinosa, Fernanda Cruz and Socorro Tafoya for their assistance
5 during field work; Robert Jones for the review of this manuscript; to the local
6 inhabitants of the La Concepción and El Fénix for their permission to work in the Sierra
7 de los Agustinos; and the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) for
8 providing a graduate scholarship to MEEF.
9

10 Literature Cited

- 11 CARRANZA-GONZÁLEZ, E. 2005. Conocimiento de la flora y la diversidad vegetal del
12 estado de Guanajuato, México. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes XXI: 1-17.
13
14 CEBALLOS, G., AND J. ARROYO-CABRALES. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de
15 México 2012. Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época 2:27-80.
16
17 CECAIRA-RICOY, R., J.A. IGLESIAS-HERNÁNDEZ, J.F. CHARRE-MEPELLÍN, R. BOLAÑOS-
18 MARTÍNEZ, G.E. MAGAÑA-COTA, V. SÁNCHEZ-CORDERO, E. KATO-MIRANDA., AND F.J.
19 BOTELLO-LÓPEZ. 2012. “ Registro notable de tres especies de mamíferos en la Reserva de la
20 Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato”. Pages 280-282 in La Biodiversidad en Guanajuato:
21 Estudio de Estado vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la
22 Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE),
23 México.
24
25 CHARRE-MEPELLÍN, J.F., V. SÁNCHEZ-CORDERO, G. MAGAÑA-COTA, M. ÁLVAREZ-
26 JARA., AND F. BOTELLO. 2012. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Guanajuato,
27 México. The Southwestern Naturalist 57: 117-118.
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

ELIZALDE-ARELLANO, C., J.C. LÓPEZ-VIDAL, E.Q. UHART, J.I. CAMPOS-RODRÍGUEZ.,
AND R. HERNÁNDEZ-ARCIGA. 2010. Nuevos registros y extensiones de distribución de
mamíferos para Guanajuato. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 26: 73-38.

ESPOZA-GARCÍA, C.R., J.M. MARTÍNEZ-CALDERAS, J. PALACIO-NUÑEZ., AND
ANUAR.D. HERNÁNDEZ-SAINTMARTIN. 2014. Distribución potencial del coati (*Nasua
narica*) en el noreste de México: implicaciones para su conservación. *Therya* 5(1): 331-
345.

GOOMPER, M. E. 1995. *Nasua narica*. *Mammalian Species* 487: 1-10.

GOLDMAN, E. A. 1951. Biological investigations in México. *Smithsonian Miscellaneous
Collection* 115:1-476

GUEVARA-CHUMACERO, L.M., R. LÓPEZ-WILCHIS., AND V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2001.
105 años de investigación Mastozoológica en México (1890-1995): Una revisión de sus
enfoques y tendencias. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 83: 35-72.

HALL, R. 1981. *The mammals of North America*, Vol. I. John Wiley & Sons. I. Nueva
York.

IGLESIAS, J.A., V. SÁNCHEZ-CORDERO, G.E. MAGAÑA-COTA, R. BOLAÑOS, M. ARANDA,
R. HERNÁNDEZ., AND F.J. BOTELLO-LÓPEZ. 2008. Noteworthy records of margay,
Leopardus wiedii and ocelot, *Leopardus pardalis* in the state of Guanajuato, México.
Mammalia 72: 347-349.

IGLESIAS, J.A., V. SÁNCHEZ-CORDERO, G.E. MAGAÑA-COTA, R. BOLAÑOS, M. ARANDA,
R. HERNÁNDEZ., AND F.J. BOTELLO-LÓPEZ. 2012. "Diversidad de mamíferos medianos
y grandes en el Municipio de Xichú". Pages 275-276 in *La Biodiversidad en
Guanajuato: Estudio de Estado vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso*

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE),
México.

LEOPOLD, A. S. 1959. Wildlife of Mexico: the game birds and mammals. University
California Press, Berkeley.

NÚÑEZ-GARDUÑO, A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán, diversidad,
biología e importancia. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo/Secretaría
de Difusión Cultural y Extensión Universitaria, Morelia.

RZEDOWSKI, J., AND G. CALDERÓN DE RZEDOWSKI 1987. "El bosque tropical caducifolio
de la región mexicana del Bajío", *Trace* 12: 12-21.

SÁNCHEZ, O. 2014. Sinopsis de los mamíferos silvestres del estado de Guanajuato,
México, y comentarios sobre su conservación. *Therya* 5(2): 369-422.

VALENZUELA, D. 1998. Natural history of the White-nosed coati, *Nasua narica*, in a
tropical dry forest of western Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3: 26-44.

VALENZUELA, D. 2005. Tejón, Coati. *Nasua narica* (Linnaeus, 1766). Pages 411-413 in
G. Ceballos, and G. Oliva, editors. *Los Mamíferos Silvestres de México*. Fondo de
Cultura Económica / CONABIO. México City, México.

VILLASEÑOR, L.E. 2008. Diagnóstico ambiental del área de uso sustentable Sierra de los
Agustinos, municipio de Acámbaro, Guanajuato. Ayuntamiento de Acámbaro,
Guanajuato/Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de
Hidalgo. Editorial Universitaria. Morelia, Michoacán, México

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

WILSON, D.E., AND D.A.M. REEDER. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd ed. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

ZAMUDIO, S. 2012. "Diversidad de ecosistemas del Estado de Guanajuato". Pages 21-55 in *La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE), México.*

Figure
[Click here to download high resolution image](#)



WILDVIEW

02-19-2014 05:15:19



Figure
[Click here to download high resolution image](#)

