

52
2ej.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

LA VARIEDAD DE MASAS CORPORALES COMO
MEDIDA ALTERNATIVA
DE LA DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS DE MÉXICO



TESIS que para obtener el Título de
Biólogo presenta
M^{ca} Fernanda Figueroa Díaz Escobar

FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR

México, D. F.

Agosto de 1995

FALLA DE ORIGEN

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

La variedad de masas corporales como medida alternativa de la
diversidad de mamíferos de México.

realizado por María Fernanda Figueroa Díaz Escobar

con número de cuenta 8859723-8 , pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe

Propietario Dr. Gerardo Jorge Ceballos González

Propietario Biol. Oscar Sánchez Herrera

Suplente Dr. Alejandro Velázquez Montes

Suplente Biol. Mercedes del Pilar Rodríguez Moreno

FACULTAD DE CIENCIAS

Consejo de Biología

COMUNICACION GENERAL
DE BIOLOGIA

DEDICATORIA

"Sean realistas: exijan lo imposible"
Pinta en una pared de Censier.
Mayo de 1968

A la "cosa nostra": a mi pá, a mi má, a marielena y a toda la raza, sin la que muchas cosas no serian posibles, a los abues, a manuel, lupita, mónica II, a rocío y germán, a pati, fernando, lidice, fernando II y emiliano, a marisol y estefi, a la moni, david y ari, a toño y alex, a la luchis, a ale y horacio, a eli y raúl, a la lí, la lú y el cuco. Al Didi por absolutamente todo y más. A la banda, sin un orden particular: al rolo tenoch y a la güera, a paco sobredosis y patricio, a horacio, a guanina, a reno, al trol, a karel, a angelsel, al chicharin, a la yelo, a la nicha, a niernando, colette de españa y uno más, al chix y a la strugen, al semilla, a la ili, a claudia, a karl, a chucho el jarocho, al fernando ugarte, a pilar y lonchi, a ella, a randi y marisol, al gerardo, a elizabeth, al jordan, al artur, a mi ahijado y a la florecita, a jorge ortega, a jorge uribe, al mau mau, a roberto, a la rebe, al zenón, al lofo, al sergio, al ari, al max, al raúl, al robert, a la negrita, al rayita, al david, al chon y luis bernardo, y especialmente, a todos los ausentes aquí, que también me han dado mucho.

ÍNDICE

PRESENTACIÓN	1
BIODIVERSIDAD	2
Patrones globales de biodiversidad biológica	2
Patrones de diversidad de los mamíferos de México	3
CONSERVACIÓN	6
La problemática de la conservación	6
Algunas opciones para la conservación	10
Conservación en México y la problemática de los mamíferos	11
CRITERIOS ALTERNATIVOS	14
La influencia de la masa corporal en las características de los mamíferos	16
La fisiología	16
La historia de vida	18
Características ecológicas	19
Patrones evolutivos	21
Los mamíferos voladores: un caso especial	22
Procesos en las comunidades	23
MÉTODOS	25
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
CONCLUSIONES	37
LITERATURA CITADA	48

PRESENTACIÓN

Este estudio surge a partir de una preocupación esencial acerca de la diversidad de mamíferos en nuestro país, su pérdida a una tasa acelerada, sus características y su conservación; asimismo es parte de un proyecto de mayor envergadura que analiza la diversidad de mamíferos de México, desde distintos enfoques, mediante la exploración de interpretaciones y medidas alternativas de la diversidad biológica.

Lo que aquí se presenta es un análisis de los patrones geográficos de la diversidad funcional de los mamíferos del país, medida a través de la diversidad de masas corporales. Se describen los principales patrones geográficos, definiendo las zonas que resultan prioritarias para la conservación de la mayor diversidad funcional posible. Estos resultados pueden ser útiles para la planeación de estrategias de conservación de mamíferos en el país, así como una herramienta para replantear las prioridades de conservación.

El texto introductorio fue estructurado de manera que pueda ser accesible al lector no especializado en el tema. Es por ello que algunas secciones presentan información en extenso. El texto está conformado por tres capítulos: biodiversidad, conservación y criterios alternativos. Para poder entender muchos de los aspectos de la pérdida de biodiversidad y la problemática de la conservación, es necesario comprender las características de la diversidad biológica. Por esta razón el primer capítulo explica cuáles son los patrones de diversidad biológica en general y los patrones de diversidad de los mamíferos de México en particular, así como las hipótesis sobre los mecanismos involucrados en generar dichos patrones.

El segundo capítulo aborda el problema de la conservación: cómo son las extinciones actuales, sus posibles consecuencias, las principales causas y algunas posturas sobre las estrategias de conservación que permitirían revertir el problema. En este contexto se plantea la importancia de México y la problemática de la conservación de los mamíferos en el país.

El último capítulo es el marco conceptual del trabajo. En él se plantea la necesidad de buscar criterios alternativos para jerarquizar los objetivos de conservación, algunas propuestas acerca de medidas alternativas de diversidad biológica y sus fundamentos teóricos. La medida de biodiversidad utilizada en este trabajo es la diversidad funcional, como una alternativa al uso de la riqueza de especies para fines de conservación, utilizando para ello la diversidad de masas corporales. Por esta razón en este capítulo también se lleva a cabo una revisión de la relación que existe entre la masa corporal de los mamíferos y diversos caracteres. Esta información es el sustento teórico de utilizar el análisis de la diversidad de masas corporales como una evaluación indirecta de la diversidad ecológica.

Espero que ésta sea una contribución al conocimiento y conservación de un patrimonio fundamental para todos, que se pierde de manera acelerada. Si bien existen numerosas razones (económicas, alimentarias, estéticas, ecológicas, etc.) para el conocimiento y la conservación de la biodiversidad, las motivaciones personales que subyacen a este trabajo son fundamentalmente éticas.

BIODIVERSIDAD

Patrones globales de diversidad biológica

Para poder llevar a cabo un análisis de la diversidad de los mamíferos en nuestro país es necesario comprender los patrones de diversidad a nivel global. La diversidad biológica no se encuentra distribuida de manera azarosa ni homogénea en el planeta. Existen tres patrones ecológicos principales en la distribución de la diversidad de especies terrestres: a) un gradiente latitudinal, b) un gradiente altitudinal y c) un gradiente de aridez (Brown, 1988; Brown y Gibson, 1983; McArthur, 1972).

El gradiente latitudinal se refiere al aumento en el número de especies de los polos al ecuador. Este patrón coincide con gradientes latitudinales de algunos factores ambientales, como por ejemplo, en la intensidad de la radiación solar, en la estabilidad climática y en la disponibilidad de recursos (Brown, 1988; Fleming, 1973; McCoy y Connor, 1980; Pianka, 1966; Stevens, 1989).

El gradiente altitudinal es la disminución en el número de especies al incrementarse la altitud. Es semejante al gradiente latitudinal en el sentido de que también existen variables ambientales asociadas a él, como por ejemplo la disminución en la temperatura al aumentar la altitud (Graham, 1983; Navarro, 1992; Terborgh, 1977).

Finalmente, el gradiente de aridez se refiere a una disminución en el número de especies al reducirse la humedad (Brown, 1973; Davidson, 1977). Ejemplo de esto es que existe un mayor número de especies en las selvas húmedas que en los desiertos y en las sabanas.

Se han propuesto distintos mecanismos que pueden dar lugar a los patrones globales de biodiversidad. La pregunta fundamental sería ¿cuáles son los factores que promueven el aumento en el número de especies o que permiten la coexistencia de un gran número de ellas? Se ha argumentado que detrás de cualquiera de estos mecanismos se encuentra la influencia de las variables ambientales asociadas a los gradientes. Éstas tendrían como consecuencia final mayores tasas de especiación y/o menores tasas de extinción en unos sitios que en otros (Brown, 1988).

La teoría de biogeografía de islas asocia el número de especies y el área del sitio en cuestión. Se basa en el supuesto de que a una mayor área existen una menor tasa de extinción y una mayor tasa de colonización (McArthur y Wilson, 1963, 1967). A su vez, el área se encuentra estrechamente relacionada con la diversidad de hábitats. Algunos estudios han logrado separar ambas variables, encontrando como resultado que la heterogeneidad ambiental y la diversidad de hábitats son también factores importantes que promueven una alta diversidad (Arita, 1993b; Boecklen, 1986; Nilsson *et al.*, 1988; Owen, 1990).

La diversidad biológica también ha sido asociada a una alta productividad primaria, que se traduce en una mayor disponibilidad de recursos (Abramski y Rosenzweig, 1984; Arita, 1993b; Owen, 1988;

Rosenzweig, 1992; Rosenzweig y Abramski, 1993; Tilman, 1982; Wright, 1983). La biodiversidad ha sido vinculada, además, a la estabilidad climática, que es mayor en las zonas tropicales, y permitiría a las especies desarrollar una mayor especialización (Dobzhanski, 1950; Stevens, 1989).

Las relaciones interespecíficas también han sido utilizadas para explicar la coexistencia de un mayor número de especies en ciertas zonas. La competencia, por ejemplo, generaría una mayor especialización y diferenciación de nichos. Se ha tomado en cuenta también la estructura de las cadenas tróficas (Yodzis, 1993), así como el papel de la depredación, al controlar las poblaciones de presas e impedir la exclusión competitiva entre ellas (Menge y Sutherland, 1976; Paine, 1966). Se ha analizado también el papel de varias interacciones con la influencia de la heterogeneidad espacial (McLaughlin y Roughgarden, 1993).

Los patrones de diversidad biológica también han sido explicados a través de los efectos de perturbaciones moderadas a lo largo del tiempo, ya que se ha observado que en etapas sucesionales tempranas existe un mayor número de especies que en etapas tardías de sucesión (Connell, 1978; Huston, 1979). Estos patrones también han sido asociados a perturbaciones climáticas y de vegetación a gran escala temporal y espacial, como es el caso de la hipótesis de Refugios Pleistocénicos, que intenta explicar, entre otros fenómenos, la alta diversidad en la cuenca amazónica (Haffer, 1969; Haffer y Simpson, 1978) o la teoría del hábitat que explica el patrón latitudinal en general (Vrba, 1992).

Recientemente ha tomado un gran impulso el análisis de factores tanto locales (ecológicos) como regionales (históricos) para explicar los patrones de diversidad en el mundo (Brooks y McLennan, 1993; Cornell, 1993; Ricklefs, 1987; Schluter y Ricklefs, 1993). Hay autores que comienzan a brindar una importancia preponderante a los factores históricos en la conformación de los patrones de diversidad (Farrell y Mitter, 1993; Lantham y Ricklefs, 1993; Lawton *et al.*, 1993; Vrba, 1992).

La explicación de los patrones de biodiversidad a través de un solo mecanismo resulta inadecuada e incompleta. La mayoría de los factores mencionados no son mutuamente excluyentes y en ocasiones tampoco son independientes. Es posible que la preponderancia de alguno varíe espacial y temporalmente, así como entre distintos taxa (Barbault *et al.*, 1991; Brown, 1988; Brown y Gibson, 1983; Pianka, 1966).

Patrones de diversidad de los mamíferos de México

Para poder planear de una manera efectiva la conservación de mamíferos es necesario conocer a fondo las características de su diversidad. Es importante saber cuáles son los factores que, en particular para este taxón, revisten la mayor importancia en la promoción de la diversidad biológica dentro del país. La mastofauna mexicana, tomando en cuenta a los mamíferos terrestres no insulares, está representada en diez órdenes: Didelphomorphia, Insectivora, Chiroptera, Primates, Xenarthra, Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Perissodactyla y Artiodactyla (Arita y Ceballos, MS; Ceballos y Navarro, 1991; Wilson y Reeder, 1993). Según Wilson y Reeder (1993) estos contienen 33 familias, 156 géneros y 426 especies. Sin embargo revisiones más recientes sostienen que existen 34 familias, 151 géneros y 451 especies (Cervantes *et al.*, en prensa) y 33 familias, 157 géneros y 430 especies (Arita y Ceballos, MS).

Cerca del 80% de los mamíferos forman parte de los órdenes Rodentia y Chiroptera. El resto lo constituyen, en orden de riqueza de especies, carnívoros, insectívoros, lagomorfos, artiodáctilos, marsupiales, xenartros, primates, y finalmente perisodáctilos (Arita y Ceballos, MS; Ceballos y Navarro, 1991; Cervantes *et al.*, en prensa; Wilson y Reeder, 1993).

La zona más rica del país en cuanto a mamíferos es el Istmo de Tehuantepec, donde se encuentra parte del área limitrofe entre las dos provincias biogeográficas (Ceballos y Navarro, 1991; Fa y Morales, 1993; Mittermeier y Mittermeier, 1992). Las áreas en México que presentan una mayor cantidad de mamíferos endémicos (aquéllos que existen únicamente en el país) son el Eje Volcánico Transversal (en donde también se encuentra parte de la frontera entre ambas regiones biogeográficas), la selva baja del Pacífico y las islas del Golfo de California (Ceballos y Navarro, 1991; Ceballos y Rodríguez, 1993; Fa y Morales, 1993; Ramírez-P. y Müdespacher, 1987).

Los principales patrones de riqueza de los mamíferos en México son, en primer lugar el gradiente latitudinal, en segundo lugar un patrón asociado a la heterogeneidad ambiental (las zonas más planas como la península de Yucatán y la Altiplanicie Mexicana poseen un menor número de especies que las zonas con mayor heterogeneidad), y finalmente un efecto peninsular (las penínsulas de Yucatán y Baja California presentan un menor número de especies, y también una menor heterogeneidad ambiental; Pagel *et al.*, 1991; Simpson, 1964).

El gradiente latitudinal en los mamíferos de México (al igual que en otros grupos taxonómicos en el país; Toledo, 1994) presenta ciertas discontinuidades, es decir, no se presenta un aumento constante en el número de especies de norte a sur. Por ejemplo, tomando en cuenta a toda Norte América, existe una disminución de norte a sur en el número de especies en latitudes correspondientes a la frontera entre México y Estados Unidos, y en la zona sur, hacia Centro América (Simpson, 1964). Este autor encontró que no se trata de un simple gradiente polar-ecuatorial, sino que existen en realidad dos gradientes.

Por un lado, existe un aumento norte-sur de especies típicas de zonas templadas (órdenes Insectivora, Lagomorpha, Rodentia, Carnivora y Artiodactyla), que disminuye en la zona de transición templado-tropical. A partir de ahí, hacia el sur, existe nuevamente un incremento, mucho más pronunciado, en el número de especies, que refleja además un cambio en el tipo de fauna hacia una composición preponderantemente tropical, es decir, un aumento en el número de especies de los órdenes Didelphimorphia, Xenarthra, Chiroptera y Primates (Simpson, 1964; Wilson, 1974). Dicho de otra manera, existe un paulatino reemplazo de un tipo de fauna por otra (Fa y Morales, 1993; McCoy y Connor, 1980).

Para comprender los patrones de riqueza de especies de mamíferos es necesario analizar por separado a los mamíferos terrestres y a los voladores, ya que los factores que promueven la diversidad en ambos grupos son distintos (Arita, 1993b; Fleming, 1973). El gradiente latitudinal que se observa en los mamíferos a nivel continental se debe en gran medida a la influencia de los mamíferos voladores, que presentan un aumento considerable hacia las zonas más tropicales (McCoy y Connor, 1980; Wilson, 1974) y su riqueza está determinada en gran medida por condiciones asociadas a las zonas tropicales como la productividad primaria, la estabilidad climática y la disponibilidad de recursos durante todo el

año (Arita, 1993b; Fleming, 1973). Sin embargo es necesario mencionar que, aún cuando la influencia de los mamíferos voladores en el patrón general es muy grande, un análisis a nivel de Orden muestra que los mamíferos terrestres conservan una estrecha relación negativa entre riqueza de especies y latitud (Kaufman, 1995).

La riqueza de mamíferos en México podría deberse simplemente al efecto del gradiente latitudinal y al área del territorio. Controlando estos dos factores, Arita (1993b) encontró que el número de especies de murciélagos en el país es el esperado para su posición en relación al gradiente latitudinal. Sin embargo, el número de especies de mamíferos terrestres es mayor al esperado para su tamaño y posición geográfica, lo que implica que al menos para estos organismos, la alta diversidad es el resultado de la influencia de otros factores además del gradiente latitudinal y del área del territorio.

El aumento en el número de especies de mamíferos voladores hacia el ecuador, puede ser explicado por las características que poseen estos organismos. Los murciélagos son animales de afinidad tropical, y son sumamente sensibles a regímenes reducidos de temperatura y precipitación (Wilson, 1974). Por otro lado, los murciélagos son sumamente exitosos en explotar los recursos de las zonas tropicales, que se encuentran presentes durante todo el año, principalmente insectos, flores, frutos y néctar (Fleming, 1973; Wilson, 1974).

Aunado a lo anterior, la productividad primaria se encuentra concentrada en el dosel en las selvas altas, de manera que los recursos son más accesibles a especies voladoras. Puede también ser ésta la razón por la que disminuye el número de especies de mamíferos no voladores, ya que los grupos de mamíferos terrestres, que aumenta en número de especies hacia los trópicos, son principalmente de hábitos escansoriales y arborícolas (Fleming, 1973).

Los mamíferos terrestres no presentan un gradiente latitudinal tan marcado como los voladores. Parece ser que la mayor diversidad se encuentra asociada a zonas con una alta heterogeneidad ambiental (Arita, 1993b; Wilson, 1974) alcanzando la máxima diversidad en latitudes mayores. Para explicar la mayor diversidad de mamíferos no voladores en zonas más templadas, se ha argumentado una mayor capacidad de los mamíferos terrestres para sobrevivir regímenes climáticos y de disponibilidad de recursos más rigurosos (Fleming, 1973; Wilson, 1974). También pueden tener importancia factores históricos como el aislamiento de poblaciones durante el Pleistoceno que llevaron a una alta tasa de especiación en estas zonas (Fa y Morales, 1993).

En zonas con alta diversidad de hábitats en Norte América, los mamíferos terrestres presentan una mayor densidad de especies como producto de la reducción en las áreas de distribución. Los mamíferos presentan además una mayor especificidad de hábitat en zonas más heterogéneas (Pagel *et al.*, 1991). Este patrón en la distribución asociado a la heterogeneidad ambiental provoca una alta diversidad beta (recambio de especies en un gradiente espacial). A nivel regional el país presenta un número de especies mayor al esperado de acuerdo con su tamaño y posición geográfica, sin embargo, la diversidad a nivel local (diversidad alfa) no es excepcional. En realidad la alta diversidad de mamíferos terrestres en México parece deberse a un alto recambio de especies generado por una gran diversidad de ambientes (Arita, 1993b; Arita y León-P, 1993).

CONSERVACIÓN

La problemática de la conservación

Cada vez se hace más patente la idea de que actualmente el mundo enfrenta una crisis ambiental. Se han llevado a cabo estimaciones catastróficas sobre la pérdida de especies actual y sus consecuencias, incluso equiparando la situación en un futuro cercano a un invierno nuclear (Ehrlich y Ehrlich, 1981), o a las extinciones masivas que ocurrieron al final del Paleozoico o del Mesozoico (Wilson, 1988). Se estima que solamente en selvas tropicales se extinguirán entre 20 y 30 millones de especies en el transcurso de una generación humana (Ervin, 1988), y que se pierde una de cada mil especies al año (Wilson, 1988). Sin embargo, Ervin (1988) expone algo fundamental: "no importa si es 1 o 20 millones, estamos presenciando la destrucción masiva de la riqueza biológica de la Tierra", y actualmente las tasas de extinción van en continuo aumento (Vane-Wright *et al.*, 1991).

Es importante señalar que la tasa a la que desaparecen las especies solamente puede estimarse de manera confiable si se sabe, entre otras cosas, el número de especies existentes (May, 1988; Wilson, 1988). Si bien existen grupos de organismos bastante bien estudiados y conocidos como los vertebrados, lo cierto es que no sabemos el número de especies que hay en la Tierra (Wilson, 1993). Se han descrito cerca de 1.4 millones de especies hasta ahora y hasta hace poco tiempo se estimaba el número total entre 3 y 5 millones. Sin embargo Ervin (1988) ha estimado que existen entre 30 y 50 millones de especies de insectos solamente, lo que eleva enormemente el número total.

Esta información es indispensable para poder evaluar la magnitud de las extinciones actuales y sus posibles soluciones. Sin esta información y sin conocer los verdaderos efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat, puede resultar riesgoso hacer estimaciones. Mares (1986; 1992) sostiene que es incorrecto arrojar datos alarmistas sobre futuras extinciones catastróficas cuando no hay suficiente información en que sustentarlas. Esta posición no deja de reconocer la necesidad de esfuerzos de conservación, pero sostiene que no se debe dejar a un lado el rigor requerido para el manejo de la información científica.

Las estimaciones sobre las tasas de extinción actuales presentan serios problemas. Es necesario tomar en cuenta que no solamente se requieren datos sobre el número de especies existentes para poder predecir extinciones catastróficas asociadas al hombre. Hasta el momento se conoce muy poco acerca de fluctuaciones poblacionales, reproducción, selección de hábitat, coexistencia, capacidad de carga e interacciones bióticas para la mayor parte de las especies y biomas en el mundo (Mares, 1986). Se ha estimado también que difícilmente vamos a conocer todas las especies existentes antes de que una alta proporción de éstas desaparezca (Wilson, 1988). Sin embargo, una observación fundamental es que la

única manera de hacer estimaciones confiables es mediante el conocimiento de la estructura de las redes tróficas, los patrones de abundancia relativa y las relaciones existentes entre el número de especies, la abundancia relativa y el tamaño corporal, conocimiento que aún es insuficiente (May, 1988).

La problemática de pérdida de biodiversidad, además, debe ser analizada a la luz de los datos de la magnitud de las extinciones en tiempo geológico y de la comprensión de los procesos naturales de extinción. La extinción ha sido un proceso normal y continuo a lo largo de la historia de la Tierra. La mayor parte de las especies de plantas y animales que han existido están ahora extintas (Raup, 1986; Stanley, 1984). En tiempo geológico, la vida media de una especie es muy corta (entre cinco y diez millones de años), por lo que la tasa de recambio es muy alta, de tal manera que el proceso de extinción es casi tan frecuente como el proceso de especiación (Raup, 1986; Stanley, 1984).

La diversidad biológica se ha mantenido gracias a que el proceso de especiación compensa las pérdidas generadas por las extinciones. Sin embargo, las tasa de extinción actual, asociada a actividades humanas (extinciones antropogénicas), está superando las tasa de especiación (Ehrlich y Ehrlich, 1981). Se estima que, manteniendo la tasa actual de deforestación en los trópicos, alrededor de la mitad de todas las especies existentes desaparecerían en un lapso de entre cincuenta y cien años. Esto significa que la tasa actual de extinción es cerca de un millón de veces mayor a la tasa de especiación (May, 1988).

El mismo impacto humano que provoca un aumento en la tasa de extinción, también reduce el potencial para producir nuevas especies (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Stanley, 1984) acentuando aún más el desequilibrio entre ambos procesos. A largo plazo, la repercusión más importante implicaría la suspensión o eliminación de ciertos procesos evolutivos (Myers, 1988).

Al analizar el registro fósil, puede detectarse qué tipo de organismos son los más vulnerables a extinciones masivas. Esta información es necesaria para poder entender los procesos actuales de extinción y para complementar el marco teórico que se requiere para la planeación de la conservación. En lo que a vertebrados terrestres se refiere, las especies con tamaño y densidad poblacionales elevados, con distribución geográfica extensa, con un potencial de dispersión alto, son los menos vulnerables (Jablonski, 1991; Raup, 1986). Así, los organismos con gran tamaño corporal son especialmente susceptibles ya que generalmente presentan tamaño y densidad poblacionales reducidos, así como altos requerimientos en cuanto al área de actividad y a la energía que consumen; presentan además un tiempo generacional largo (Jablonski, 1991).

Parece ser que la reducción en la diversidad de hábitats es muy importante durante las extinciones masivas (Jablonski, 1991) y por ende los organismos de gran tamaño son especialmente afectados. Es posible que la desaparición de los grandes vertebrados terrestres genere severos cambios en la vegetación y grandes pérdidas en el resto de la fauna, como consecuencia de un efecto en cascada (Raup, 1986).

Las perturbaciones actuales probablemente afectarían de manera especial a las especies poco comunes y restringidas geográficamente. Esto impulsaría el desarrollo de una fauna enriquecida con especies generalistas y muy extendidas geográficamente en detrimento de muchas otras que son más vulnerables y potencialmente útiles como alimento, medicinas y recursos genéticos (Jablonski, 1991).

Existen importantes cuestionamientos éticos y estéticos alrededor de la pérdida de especies provocada por el hombre; desafortunadamente, éstos tienen muy poco peso en el contexto económico actual para la toma de decisiones a nivel global (Mittermeier y Mittermeier, 1992). De cualquier manera, más allá del cuestionamiento ético se encuentran también razones antropocéntricas prácticas: el desarrollo sustentable a largo plazo y, por consiguiente, la sobrevivencia del ser humano. Muchos autores han hecho hincapié en la imposibilidad de un desarrollo sostenido para el hombre si éste no va de la mano con una conservación efectiva (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Ehrlich, 1988; Mittermeier y Mittermeier, 1992; Wilson, 1988).

Un buen ejemplo de esto es el mantenimiento de la producción agrícola a largo plazo. La gran mayoría de los seres humanos depende de un número muy reducido de especies, por lo general domesticadas (Iltis, 1988). La tecnología, el manejo genético de estos cultivos y la selección artificial han provocado la reducción y la estaticidad de su acervo genético (es decir, que éste no cambia a lo largo del tiempo como producto del proceso natural en el que interviene la selección natural). El desarrollo tecnológico, a pesar de todos sus avances, probablemente no es capaz de sustituir los recursos de que dependemos, ni de sostener a largo plazo la alimentación humana.

La reducción del acervo genético de las especies cultivadas las hace susceptibles a cambios climáticos, deficiencias en el suelo y, sobre todo, a plagas (Ehrlich, 1988). Estas, a diferencia de las especies de plantas cultivadas, se encuentran bajo selección natural y se modifican constantemente, volviéndose, por ejemplo, resistentes a pesticidas. Las especies de plantas silvestres suelen poseer características que les permiten sobrevivir a estos factores y que les brindan ventajas con respecto a las cultivadas (Ehrlich y Ehrlich, 1981).

Las especies silvestres pueden ser utilizadas directamente o como fuente de material genético, que le brinde a los cultivos la viabilidad a largo plazo (Iltis, 1988). El deterioro de la producción de alimentos se vuelve muy factible con la desaparición de especies que depredan o compiten con las plagas, de polinizadores o de especies que viven en el suelo y colaboran con los procesos de ciclos de nutrientes (Ehrlich, 1988).

En los últimos años, en los que se ha generado una mayor investigación alrededor de la diversidad biológica, se han descubierto una gran cantidad de especies que presentan grandes ventajas para el ser humano, tanto en el terreno de la alimentación, como en la producción de medicamentos, materiales y productos industrializados. Así, la diversidad biológica posee el potencial de resolver problemas sociales y económicos como hambrunas, plagas, curación de enfermedades, etc. (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Iltis, 1988; Reid, 1992).

Se conoce muy poco de la biodiversidad y por lo tanto la capacidad del hombre para aprovechar muchos recursos es limitada. La mayor parte de las especies aún no ha sido descrita, y con la extinción de especies a gran escala se pueden perder probabilidades y opciones de subsistencia aún desconocidas (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Iltis, 1988; Wilson, 1993).

Aunado a esto, ni las especies cultivadas, ni las silvestres, ni el ser humano, pueden vivir sin una serie de "servicios" que brinda la diversidad biológica. Estos "servicios" no son generados por especies

en particular, son en cambio, producto de la interacción entre ellas y con el medio (en otras palabras, con factores abióticos como la litología, la geología, elevación, pendientes, radiación solar, etc.), es decir, del funcionamiento del sistema natural en su totalidad. Estas interacciones regulan, entre otros factores, las proporciones de gases en la atmósfera, el clima, los procesos en el suelo (que evitan erosión y pérdida de nutrientes), el funcionamiento de los ciclos hidrológicos, el flujo de energía, etc. (Ehrlich y Ehrlich, 1981). La modificación de estos procesos podría traer consigo cambios irreversibles en las condiciones ambientales que impedirían el desarrollo humano y la continuidad de la vida como la conocemos (Ehrlich, 1988).

Actualmente, la principal causa de la pérdida de biodiversidad es la destrucción y fragmentación de hábitat. Este fenómeno es producto de la expansión e intensificación de las actividades humanas, tales como colonización, agricultura, explotación forestal y ganadería, que aumentan como respuesta a las necesidades de una población humana creciente (Diamond, 1984; Ehrlich, 1988; Halfer, 1992; Saether y Jonnson, 1991; Soulé, 1991). La destrucción de hábitat es también resultado de la contaminación de suelo, aire y mantos freáticos, así como de lluvia ácida y cambios climáticos a nivel global (Ceballos y Navaró, 1991; Diamond, 1984; Ehrlich y Ehrlich, 1981; Soulé, 1991).

La fragmentación de hábitat parece tener como consecuencia una reacción en cadena que comienza con la extinción de especies poco comunes, especialmente de depredadores "terminales". Estas especies tienen funciones críticas como reguladores de las poblaciones de presas; la pérdida de éstos organismos puede provocar una cascada de extinciones como consecuencia de la disrupción de las relaciones depredador-presa (Terborgh y Winter, 1980).

Existe una forma de impacto a la que se ha prestado poca atención: la proporción de energía, que es consumida por el hombre, del total disponible en la Tierra (productividad primaria). A través del consumo directo e incluyendo la biomasa que se destruye, el consumo humano llega a ser cerca de 40% del total, sin tomar en cuenta la pérdida de energía que trae consigo la transformación de los sistemas naturales en sistemas menos productivos. Es difícil que se mantenga la biodiversidad del planeta cuando una sola especie acapara casi dos quintas partes de la energía disponible (Ehrlich, 1988).

Los factores antes mencionados no sólo afectan a especies en particular, sino que dañan a los sistemas enteros, incluyendo a todas las especies que los componen. Pero también existen factores sumamente importantes que afectan a grupos taxonómicos particulares. Uno de éstos factores es la introducción y expansión de especies exóticas (no nativas; Soulé, 1991) y de enfermedades. Otro factor importante es la sobreeplotación, que se refiere a la cacería y la recolección desmedida, al tráfico de especies vivas, al comercio de productos como carne o pieles y a la eliminación de especies "indeseables" como plagas y competidores para el hombre (Ceballos y Navarro, 1991; Ehrlich y Ehrlich, 1981; Soulé, 1991).

Algunas opciones para la conservación

La protección directa de las especies mediante la legislación de su explotación, la creación de áreas protegidas y la aplicación de modelos de producción y uso sustentable de recursos, son necesarias como parte de una serie de acciones, que de manera integral promuevan la reducción del impacto del hombre sobre el medio. Sin embargo, las áreas protegidas y las leyes no son suficientes para solucionar la compleja problemática en torno a la diversidad biológica.

Al respecto existen diversas posturas sobre los factores humanos subyacentes a la pérdida de biodiversidad y al tipo de soluciones requeridas (Soulé, 1992): la hipótesis social, la hipótesis poblacional, la hipótesis de investigación y desarrollo y la hipótesis de manejo.

La hipótesis social sostiene que la pérdida de diversidad biológica se reduce a un problema socioeconómico y político. Argumenta que en tanto prevalezcan las injusticias sociales, no se logrará poner fin al excesivo impacto humano. Los graves problemas económicos que enfrentan los países en vías de desarrollo (la mayor parte de la diversidad biológica se encuentra concentrada en países sumamente pobres), genera un aumento en las presiones sobre el patrimonio biológico que poseen, y disminuye la cantidad de recursos canalizados hacia las estrategias de conservación.

La hipótesis poblacional, en cambio, se refiere a que la explosión demográfica es la causa fundamental de la pérdida de biodiversidad. El excesivo aumento poblacional humano implica un consumo extraordinario de recursos. Esta hipótesis sostiene que solamente mediante una disminución en las poblaciones humanas se llegará a una reducción de la destrucción de los sistemas naturales.

La hipótesis de investigación y desarrollo se basa en que la falta de conocimientos sobre el funcionamiento de los sistemas naturales es lo que impide la protección y el manejo de la diversidad biológica. Para poder llevar a cabo una conservación adecuada y eficiente de los recursos hace falta un mayor conocimiento.

Finalmente, la hipótesis de manejo sostiene que no hace falta un mayor conocimiento biológico, que el conocimiento que se tiene sobre los sistemas es suficiente. Lo que imposibilita una eficiente conservación de la biodiversidad es la carencia de una mayor cantidad de recursos destinados a los planes de conservación.

Ninguna de estas hipótesis puede ser considerada por separado. Todos los factores manejados por las distintas posturas están de una u otra manera relacionados entre sí. Por ejemplo, la sobrepoblación va de la mano con la pobreza y la falta de posibilidades sobre control de la natalidad (Soulé, 1991).

Además, la carencia de una economía fuerte no permite que un país canalice recursos suficientes a la conservación o a la investigación y dificulta la planeación efectiva de la explotación de los recursos. Los países pobres tienden a canalizar los recursos materiales disponibles hacia subsanar las deficiencias económicas de la población y a aumentar su nivel de desarrollo, y generalmente para ello requieren mantener una mayor presión sobre su patrimonio biológico. Es necesario considerar que es en estos países donde, por lo general, existen prácticas tradicionales de producción, mucho menos dañinas al

medio (Thrupp, 1993). Son las presiones económicas y la implantación de tecnologías inadecuadas llevada a cabo por instituciones gubernamentales, las que reducen las posibilidades de utilizar dichas prácticas (Carabias *et al.*, 1994).

La solución a esta problemática se encuentra sumamente ligada a un cambio en la visión humana del mundo. El exacerbado antropocentrismo y el tipo de valores culturales preponderantes en la sociedad humana (primordialmente la occidental), así como los modelos de producción y desarrollo tecnificados, constantemente se contraponen a los esfuerzos de conservación. Se deben buscar caminos para el desarrollo sustentable y resulta fundamental la investigación y la generación de una gran cantidad de datos confiables, que permitan encontrar alternativas viables. Además, especialmente en países como el nuestro, es necesario un extenso trabajo de planeación a nivel nacional, un ordenamiento territorial que tome en cuenta tanto a la flora como a la fauna y labores de gestión e instrumentación de acciones frente a las instituciones (Carabias *et al.*, 1994). En este contexto resulta sumamente importante conocer y comprender el funcionamiento de los sistemas naturales y los procesos que intervienen en el mantenimiento de la biodiversidad (Noss, 1983).

Conservación en México y la problemática de los mamíferos

México es un país privilegiado por la magnitud de su diversidad biológica (Rammamoorthy *et al.*, 1993). Se encuentra dentro de un pequeño grupo de países que Mittermeier (1988) ha llamado megadiversos. Dentro de los más importantes, además de México, se encuentran Brasil, Colombia, Zaire, Madagascar e Indonesia, y concentran entre el 50 y el 70% de la biodiversidad del planeta. Estos países, además, presentan el mayor porcentaje de especies en peligro de extinción.

Se estima que nuestro país contiene cerca del 10% de la biodiversidad total del mundo. Ocupa el primer lugar en número de especies de reptiles en el mundo, el segundo en mamíferos y el cuarto en anfibios. Asimismo, se encuentra en el cuarto lugar mundial en número de especies de plantas (Mittermeier y Mittermeier, 1992). México presenta, además, una proporción altísima de endemismos: el 62% de los anfibios del país son endémicos, así como el 56% de los reptiles y el 32% de los mamíferos (Mittermeier y Mittermeier, 1992).

México debe su alta diversidad tanto a la influencia de patrones globales como a elementos propios. En primer lugar, el país se encuentra relativamente cercano al ecuador dentro del gradiente latitudinal. Esto favorece que el territorio contenga un mayor número de especies que regiones más boreales de área equivalente.

En segundo lugar, el territorio presenta una altísima heterogeneidad ambiental como producto de la combinación de dos factores importantes. Por un lado, el país contiene un gradiente climático, que va de condiciones tropicales a frías (Fa y Morales, 1993) y por otro lado, presenta una topografía sumamente accidentada, como resultado de una historia geológica muy activa (Toledo, 1988; Toledo, 1994).

En tercer lugar, en el país se encuentra la frontera continental entre las dos regiones biogeográficas que constituyen al Continente Americano: la Neártica y la Neotropical (Arita, 1993b; Brown y Gibson, 1983). Así, la biota mexicana presenta especies de afinidad neotropical, especies de afinidad neártica y propias, es decir, especies endémicas (Arita, 1993b; Arita y León-Paniagua, 1993; Toledo, 1988).

El surgimiento de un sinnúmero de especies endémicas es el producto de la interacción de varios factores históricos. La historia geológica del país es una sucesión de cambios en las masas terrestres, el clima y la vegetación. El continuo movimiento (altitudinal y latitudinal) de especies neárticas y neotropicales, aunado a los frecuentes cambios en la corteza terrestre, han provocado la aparición de estas nuevas especies (Toledo, 1988).

En tiempos históricos han desaparecido por lo menos treinta especies de vertebrados en México (Ceballos, 1993). Del total de especies de mamíferos en el país, se ha reportado la desaparición, ya sea extirpación (desaparición de una especie dentro del territorio, pero que aún existe en otras áreas) o extinción (desaparición de una especie que solamente se encuentra dentro del territorio) de nueve especies. El ratón (*Peromyscus pembertoni*), que desapareció por causas desconocidas, la nutria (*Lontra canadensis*) por sobre explotación y destrucción de hábitat, la nutria marina (*Enhydra lutris*), el oso grizzly (*Ursus arctos*), la foca monje (*Monachus tropicalis*), el wapiti (*Cervus elaphus*) y el bisonte (*Bison bison*) fueron exterminados por sobre explotación, y las ratas *Oryzomys nelson* y *Neotoma bunkeri* por sobreexplotación de hábitat y/o introducción de depredadores (Ceballos y Navarro, 1991; Cole *et al.*, 1994; Smith *et al.*, 1993).

La falta de conocimientos actualizados sobre la situación de cada una de las especies, en lo que se refiere a parámetros poblacionales y a la magnitud del impacto sobre los hábitats en los que viven, puede impedir una evaluación objetiva de los requerimientos de conservación de la mastofauna mexicana (Ceballos, 1993). Según SEDESOL (1994) en cuanto a mamíferos terrestres y voladores no insulares, existen 32 especies en peligro de extinción, 72 especies raras, 6 especies con protección especial y 60 especies amenazadas. Existe una evaluación del estatus de conservación de los mamíferos de México, aplicando un método que se basa en el tamaño corporal, el grado de endemismo, gremio trófico y vulnerabilidad a actividades humanas. A partir de este análisis, por lo menos 46 especies nativas pueden clasificarse como frágiles, 35 como amenazadas y 41 en peligro de extinción (Ceballos y Navarro, 1991).

Los patrones de diversidad de los mamíferos en el país tienen profundas implicaciones en el establecimiento de criterios de conservación. Si se quiere conservar a la mayor parte de las especies se deben de tomar en cuenta los factores que promueven una alta diversidad en ambos grupos de mamíferos. Así, para lograr una conservación efectiva de los mamíferos de México, se requiere la protección de zonas con altos índices de evapotranspiración (con alta productividad primaria) en zonas tropicales, así como un gran número de áreas protegidas o sistemas de reservas que abarquen una cantidad considerable de hábitats distintos. La conservación en México también debe poner especial atención a los grupos endémicos, cuyas áreas de distribución no necesariamente coinciden con áreas de alta riqueza de especies (Arita, 1993b; Ceballos y Navarro, 1991; Ceballos y Rodríguez, 1993).

En estos momentos es muy difícil pretender proteger, mediante reservas, a todas las especies del país. Las presiones sobre el uso del suelo crecen cada vez con mayor rapidez, limitando las posibilidades de proteger un buen número de especies. Ante este problema, es necesario encontrar una manera de jerarquizar los esfuerzos de conservación, y darle un valor diferencial a las especies, detectando las prioridades de conservación en todas las regiones del país. Para ello se requiere la formulación de criterios alternativos para jerarquizar la protección de la biodiversidad.

CRITERIOS ALTERNATIVOS

Normalmente los esfuerzos de conservación van dirigidos a especies con importancia económica o especies de gran tamaño que llaman la atención del ser humano (Erwin, 1991). También se enfocan esfuerzos hacia zonas con una alta diversidad biológica (generalmente en términos de riqueza de especies), o con especies poco comunes, endémicas, amenazadas y en peligro de extinción (Kattan, 1992; Ranjit *et al.*, 1991; Terborgh y Winter, 1983). Existe también un interés creciente en zonas que requieren protección de emergencia, denominados "hot spots", ya que contienen un gran número de especies o porque presentan una proporción muy alta de especies únicas y/o en un alto grado de amenaza (Myers, 1988; Wilson, 1993).

Recientemente ha sido cuestionada la utilización de la riqueza de especies como única manera de evaluar la diversidad biológica, ya que de los resultados que se generan, dependen las decisiones para enfocar esfuerzos de conservación. Las enormes presiones actuales sobre la biodiversidad han generado la necesidad de establecer prioridades ya que se ha vuelto patente que solamente seremos capaces de mantener una fracción de la diversidad existente. Por ello, necesariamente tenemos que elegir qué es lo más importante para conservar, con base en criterios biológicos (Erwin, 1991; Vane-Wright *et al.*, 1991).

Para la riqueza de especies, como medida de biodiversidad, las especies son idénticas y tienen el mismo valor de conservación (Cousins, 1991). Si se quiere conservar una alta diversidad biológica es necesario considerar la complejidad que ésta representa. La biodiversidad es un complejo de interacciones entre distintos niveles de organización biológica (genético, poblacional, específico -riqueza de especies-, funcional -la variedad de funciones que desempeñan las especies dentro de los sistemas-, y de sistemas naturales o hábitats), en donde cada nivel posee diferentes cualidades e importancia. Por lo tanto resulta fundamental que una medida de biodiversidad refleje esta complejidad al menos parcialmente (Andersen *et al.*, 1991; Barbault *et al.*, 1991; Kamaljit *et al.*, 1991; Wilson, 1988).

Las especies difieren entre sí en cuanto a la información que poseen, las funciones que desempeñan y la historia evolutiva del linaje al que representan. Si se ha de elegir qué es más importante para conservar, resulta lógico proteger las unidades (o especies) que difieran más entre sí, para poder conservar la mayor variación e información posible (Atkinson, 1989). Los mecanismos para evaluar diversidad biológica de manera alternativa se basan en esta idea, en conservar entidades lo más distintas posibles entre sí. Entre éstos se encuentran los índices de diversidad filogenética, de diversidad taxonómica y de diversidad ecológica.

Es muy importante comenzar a explorar este tipo de procedimientos para modificar los criterios de conservación en el mundo, mediante la complementación entre parámetros tradicionales y alternativos. Es de especial importancia en un país como México en el que, a pesar de su excepcional diversidad

biológica, normalmente no se han tomado en cuenta las causas y características de la biodiversidad para la protección de áreas (Toledo, 1988). Además, presenta un sistema de áreas protegidas en el que se encuentra pobremente representada la gran variedad biológica que posee (Carabias, 1988; Coballos, 1993; Flores-V. y Gerez, 1989; Toledo, 1988).

La diversidad filogenética parte de la base de que las relaciones filogenéticas son un reflejo de la información genética que portan las especies. Dos especies muy alejadas evolutivamente comparten menos información que dos especies cercanamente emparentadas. Así, se da prioridad a especies que posean información lo más distinta posible del resto de los taxa en cuestión (May, 1990; Vane-Wright *et al.*, 1991).

Esta metodología asigna un valor diferencial a cada especie dependiendo de su posición dentro de una filogenia y del número de especies hermanas que posea (May, 1990; Vane-Wright, *et al.*, 1991). Otra aproximación, más directa a la variación en la información, es la propuesta por Crozier (1992), en la que se utilizan las distancias filogenéticas para asignar un valor a cada especie. En cualquiera de los casos se evalúan las áreas para protección de acuerdo al conjunto de valores de las especies que se presentan en ellas.

La diversidad jerárquica o taxonómica se basa en que la pertenencia a grupos taxonómicos distintos de alta jerarquía (por encima del nivel de especie, como género, familia, orden o clase), implica diferencias en información. Por ejemplo, en la evaluación de áreas, será más diverso un sitio cuyas especies pertenezcan a varios géneros que aquella en la que las especies pertenecen a un sólo género, independientemente del número de especies (Pielou, 1975). Se evalúa así el número de especies por género, o de géneros por familia, etc., dando prioridad a las áreas con altos valores en estos cocientes.

La diversidad ecológica o funcional caracteriza la diversidad de formas y funciones en los sistemas. En este caso se utilizan características en los organismos que reflejan el papel que juega cada especie en términos del funcionamiento del sistema, es decir, ciclos de nutrientes, transferencia de energía y materia, así como las relaciones entre sí y con el medio. Algunos de los caracteres utilizados son la dieta, pertenencia a gremios, el tamaño corporal y la forma de vida o el hábito. En este caso, se le da prioridad a aquellas zonas en donde exista una mayor representación de estas categorías y que tenga, por lo tanto, una mayor complejidad (Cousins, 1991).

En los mamíferos, la variación en el tamaño corporal o la masa corporal resulta ser una excelente manera de medir indirectamente la diversidad funcional. El tamaño corporal, es un parámetro inmediato y fácilmente medible que refleja una gran cantidad de características funcionales, entre ellas, diferencias ecológicas entre los organismos, características fisiológicas y evolutivas (Eisenberg, 1981; Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984) y puede considerarse como una expresión de la información que poseen.

La influencia de la masa corporal en las características de los mamíferos

Medir la diversidad de masas corporales de mamíferos en el país, implica medir diversidad de un gran número de características importantes. Estas características son tanto fisiológicas como ecológicas y evolutivas. A continuación se presenta una revisión de la influencia del tamaño corporal (o masa corporal) en las características de los mamíferos.

La fisiología

Existe una relación estrecha entre la masa corporal de los mamíferos y la tasa metabólica, relación que determina la mayoría de los vínculos entre la masa corporal y otras variables. Esto se debe a que la tasa metabólica determina las necesidades energéticas de los organismos, y por lo tanto muchas características ecológicas (Peters, 1983).

La tasa metabólica absoluta en los mamíferos aumenta con la masa corporal. Sin embargo, la tasa metabólica relativa, es decir, por unidad de masa, disminuye al incrementarse el tamaño corporal (McNab, 1988; 1992; Schmidt-Nielsen, 1984). Por esta razón, al incrementarse en el tamaño se requiere una menor cantidad de energía por unidad de masa (Brown y Maurer, 1989; Peters, 1983). Por ejemplo, una musaraña consume un menor número total de calorías que un elefante, sin embargo la primera consume un mayor número de calorías por unidad de masa que el segundo.

Los mamíferos pequeños se enfrentan con el problema de cubrir muy altos requerimientos energéticos por unidad de masa y por lo general presentan estrategias de ahorro de energía (Eisenberg, 1981). Estos organismos tienden a variar la tasa metabólica a lo largo del ciclo de 24 horas, disminuir su tasa metabólica a lo largo del día o elevarla cuando están activos y disminuirla después (los animales diurnos presentan una mayor tasa metabólica durante el día y los nocturnos durante la noche).

En la relación entre la masa corporal y la tasa metabólica se presentan varias excepciones a la regla. La masa corporal no explica toda la variación en el metabolismo y es necesario utilizar otras variables independientes para explicar los valores residuales (Elgar y Harvey, 1987; McNab, 1992; Peters, 1983). Este fenómeno se repite frecuentemente en las relaciones entre la masa corporal y otras variables.

La tasa metabólica de un organismo determina la velocidad a la que éste vive. Los animales pequeños viven más rápido que los grandes, ya que las frecuencias fisiológicas como la frecuencia cardíaca o la respiratoria son inversamente proporcionales al tamaño corporal. Como consecuencia, la velocidad a la que vive un animal determina su tiempo efectivo de vida, pero el tiempo fisiológico de vida es equivalente para todos los tamaños corporales (Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984).

Cada función toma un tiempo efectivo que depende de la masa corporal, pero representa un tiempo fisiológico equivalente para todos los organismos (Peters, 1983). Diversas funciones (como la reproducción o el crecimiento) toman una fracción proporcional del tiempo total de vida del organismo (Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984).

Un parámetro fisiológico sumamente importante, que se relaciona con la masa corporal es el mantenimiento de una temperatura constante en los organismos homeotermos. La temperatura corporal, como atributo, es independiente de la masa corporal. Las aves mantienen una temperatura de 39 a 40°C, los euterios de 37 y 38°C, los marsupiales de 36°C y los monotremas de entre 30 y 31°C independientemente de la masa corporal que presenten (Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984).

Lo que varía con la masa corporal es la magnitud de pérdida y ganancia de calor. La pérdida de calor se da a través de la superficie del animal y la superficie expuesta por unidad de volumen depende de la masa corporal. A un mayor tamaño corporal corresponde una menor superficie por unidad de volumen. Por ello, eliminando cualquier otra variable, los mamíferos grandes, con una menor superficie relativa expuesta soportan mejor el frío que los animales pequeños y pueden presentar mayores problemas para eliminar el exceso de calor que los animales pequeños. Sin embargo los organismos no son entes pasivos frente a este fenómeno, ya que existen mecanismos de compensación en el comportamiento o la forma de vida, que les permite anular este efecto (Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984).

Por otro lado, la relación entre la superficie expuesta y el volumen también determina la capacidad del animal para enfriarse por evaporación. El enfriamiento por evaporación es más difícil para organismos pequeños que para organismos grandes ya que también depende de la superficie expuesta. Por las mismas razones la pérdida de humedad ante estrés hídrico también representa un problema para los organismos pequeños (Peters, 1983; Schmidt-Nielsen, 1984).

Los requerimientos energéticos que impone la tasa metabólica en los mamíferos, generan una estrecha relación entre la masa corporal y el tipo de alimentación. Los organismos pequeños, con una alta actividad metabólica deben consumir una gran cantidad y/o alta calidad de alimentos por unidad masa y de tiempo de actividad (McNab, 1980; Schmidt-Nielsen, 1984), y tienden a ocupar niveles altos en la pirámide trófica o a presentar dietas con alto valor nutricional, como es el caso de los pequeños mamíferos granívoros e insectívoros (Eisenberg, 1981; Peters, 1983).

En el caso de los depredadores, se ha propuesto que el tamaño corporal determina el tamaño de la presa. La relación entre ambas variables es relativamente débil, aunque existe una tendencia a que la presa sea del 10% del tamaño del depredador y el tamaño de la presa debe ser tal, que cubra los requerimientos energéticos del depredador (Peters, 1983). Sin embargo, se ha reportado que estas diferencias en el orden Insectívora se dan más bien porque el tamaño corporal determina las zonas de forrajeo, y las especies grandes desplazan competitivamente a las especies pequeñas de zonas donde se encuentran las presas de mayor tamaño (Dickman, 1988).

Los mamíferos que se especializan en presas pequeñas tienen que forrajear de manera reiterada para satisfacer sus requerimientos energéticos. Los depredadores de presas grandes deben matar menos frecuentemente ya que las presas de gran tamaño exceden los requerimientos metabólicos de cualquier depredador. Esto puede incluso influenciar el comportamiento de depredación de los mamíferos grandes, favoreciendo cacerías colectivas (Peters, 1983).

La historia de vida

La masa corporal presenta una relación sumamente estrecha con los parámetros que conforman la estrategia de vida o historia de vida (Blueweiss *et al.*, 1987). Entre éstos se encuentra la longevidad, la mortalidad, los parámetros reproductivos y todos ellos se relacionan con la tasa metabólica y la inversión de energía canalizada hacia cada proceso.

La duración del tiempo de gestación, del tiempo de desarrollo y la lactancia se relacionan con la masa corporal de la madre. Es probable que la tasa metabólica contribuya a la variación de estos tiempos fisiológicos (Calder, 1983; Eisenberg, 1981). Los mamíferos grandes tienden a tener tiempos de lactancia más prolongados, pero éstos terminan cuando las crías tienen un tamaño relativo al adulto menor que en especies pequeñas. La lactancia es más costosa para los animales pequeños, además, las especies de tamaño corporal pequeño producen leche con una mayor proporción de proteínas (Peters, 1983). Las especies pequeñas alcanzan la edad adulta mucho más rápido por tener una mayor tasa metabólica (Eisenberg, 1981; Peters, 1983).

Hay una tendencia a la reducción del peso de la camada con respecto al de la madre con el aumento en la masa corporal (Eisenberg, 1981; Peters, 1983). Este fenómeno se relaciona con un aumento en la duración relativa del cuidado paternal. Por otro lado, al incrementarse el tamaño corporal, existe una tendencia a la disminución en el número de crías. Excepciones a esta tendencia podrían constituir las algunos organismos pertenecientes al orden Insectivora o al orden Carnívora (Eisenberg, 1981). Por esta razón, la capacidad reproductiva es equivalente para mamíferos de distintos tamaños corporales. Los mamíferos pequeños tienen la opción de producir grandes camadas, pero cuando se comparan los tiempos de producción de crías, hay cierta equivalencia para todas las categorías de tamaño corporal (Calder, 1983; Peters, 1983). Aunado a lo anterior, la tasa de sobrevivencia a la edad adulta se relaciona negativamente con la capacidad reproductiva en los mamíferos pequeños.

En términos de tiempo efectivo, la longevidad es directamente proporcional a la masa corporal, es decir, una especie con una masa corporal reducida, vivirá menos tiempo que una especie de mayor tamaño. Los mamíferos que hibernan o que realizan reducciones diarias en su tasa metabólica generalmente poseen mayores longevidades. Existen otras variaciones, por ejemplo, los marsupiales tienen una menor longevidad que los euterios y los monotremas tienen un largo tiempo de vida potencial (Eisenberg, 1981). La longevidad también se encuentra relacionada con la estrategia trófica del organismo. Los carnívoros suelen tener una mayor longevidad que los herbívoros con excepciones como los elefantes (*Elephas*, *Loxodonta*) o los rinocerontes (por ejemplo *Diceros*, *Ceratotherium* o *Rhinoceros*) (Eisenberg, 1981). Una excepción importante a esta relación la constituyen los murciélagos, que serán tratados más adelante.

Características ecológicas

La densidad poblacional en los mamíferos es inversamente proporcional a la masa corporal, es decir, que organismos de mayor masa corporal tienden a presentar una menor densidad poblacional que organismos de menor tamaño (Arita *et al.*, 1990; Damuth, 1981; Robinson y Redford, 1986). La densidad poblacional tiende a disminuir con el aumento per-capita en el uso de los recursos: al incrementarse el tamaño corporal y los requerimientos de energía individuales, la densidad disminuye (Sugihara, 1989). Sin embargo, este patrón no es absolutamente consistente porque, aunque existen excepciones importantes, entre los mamíferos más pequeños se presenta un decremento en la densidad poblacional al disminuir la masa corporal (Blackburn *et al.*, 1990; Brown y Maurer, 1987; 1989; May, 1988).

Esta discontinuidad en el patrón general ha sido atribuida a las limitaciones energéticas que presentan los organismos más pequeños respecto a la capacidad de carga (Brown y Maurer, 1987; 1989). Según estos autores, como los organismos más pequeños tienen los más altos requerimientos energéticos por unidad de masa, tienden a utilizar fuentes de alimentación de alto contenido energético. Así, existe un decremento en la densidad de recursos utilizables al disminuir la masa corporal, generando como consecuencia un decremento en la densidad poblacional.

La reducción en la densidad poblacional en las categorías de tamaño pequeño también ha sido asociada a un artefacto de muestreo producto de la existencia de un menor número de especies de tamaños pequeños (Blackburn *et al.*, 1990). Estos autores llevaron a cabo una serie de simulaciones de muestreos aleatorios en comunidades de organismos de distintos gremios, y llegaron a la conclusión de que, debido a que existe una reducción en el número de especies de organismos pequeños, es menos probable registrar individuos de especies de tamaño pequeño que de especies de mayor envergadura, independientemente de la densidad poblacional.

La relación entre la masa corporal y la densidad poblacional se encuentra influenciada por la dieta de los organismos, que se relaciona a su vez con la disponibilidad de la energía (Eisenberg y Thorington, 1973; Robinson y Redford, 1986). Clutton-Brock y Harvey (1977) encontraron que en primates la densidad depende de la proporción de carnivoría en la dieta aunado al tamaño corporal. La densidad de los carnívoros disminuye a una tasa mucho mayor que la de los herbívoros (Peters, y Raelson, 1984) y depende de la densidad de las presas.

Otra variable que es necesario tomar en cuenta para explicar la densidad poblacional es la latitud en la que se encuentran los organismos. Algunos mamíferos en zonas templadas presentan mayores densidades que las especies tropicales de tamaño similar. Es probable que este patrón se relacione con la disponibilidad de recursos y la energía que requiere la población (Damuth, 1981; Peters y Raelson, 1984).

El área de actividad de los organismos también se encuentra estrechamente relacionada con la masa corporal, con la dieta y con la capacidad de carga (Calder, 1983; Eisenberg, 1981). El costo, relativo al

metabolismo, de moverse a una determinada velocidad decrece al aumentar el tamaño corporal (Schmidt-Nielsen, 1984; Taylor *et al.*, 1970). En general, los mamíferos pequeños tienen costos energéticos de movimiento mucho mayores y tienden a moverse dentro de menores áreas que los mamíferos grandes (Eisenberg, 1981; Schmidt-Nielsen, 1984).

El uso del área de actividad se encuentra relacionada con la equivalencia de los tiempos fisiológicos entre los organismos, que a su vez dependen de la masa corporal. Un organismo pequeño recorre su área de actividad más rápidamente que un organismo grande, sin embargo, el tiempo fisiológico que utilizan ambos es equivalente (Swihart *et al.*, 1988).

La relación entre el área de actividad y la masa ha sido considerada como una consecuencia de la relación entre el área de actividad, los requerimientos metabólicos y el tiempo fisiológico (los últimos dos parámetros dependientes del tamaño corporal). Esto se ha deducido a partir de que el área de actividad depende de los requerimientos energéticos relativos al tiempo fisiológico y no al tiempo efectivo, y el tiempo fisiológico depende de la masa corporal (Linstedt *et al.*, 1986).

Muchos herbívoros tienen una mayor tolerancia a alimentos de baja calidad, lo que les permite forrajear en una mayor variedad de sitios y tener mayores áreas de actividad (DuToit y Owen-Smith, 1989). Muchos de estos organismos presentan características que les brindan la posibilidad de extraer una mayor proporción de energía de los alimentos (un ejemplo es el caso de los rumiantes por la presencia de organismos simbióticos en el sistema digestivo, y la estructura del mismo).

La relación entre el área de actividad y la masa corporal se encuentra profundamente influenciada por la dieta. El área de actividad de los carnívoros es mayor a la de los herbívoros del mismo peso (McNab, 1963). La relación entre ambas variables difiere dependiendo de la dieta, y si el mismo análisis se lleva a cabo separando a los organismos en distintos gremios alimentarios, la masa corporal tiene una mayor capacidad para explicar la variación (Harestad y Bunell, 1979). La relación entre la masa corporal, el tipo de alimentación, el área de actividad se encuentra influenciada por la disponibilidad de recursos y ciertas características del hábitat (Harestad y Bunell, 1979), por el comportamiento social del organismo en cuestión y por el tipo de forrajeo (Swihart *et al.*, 1988).

El área de distribución de los mamíferos también se encuentra fuertemente influenciada por la masa corporal (Arita *et al.*, 1990). Las especies de tamaño pequeño, particularmente en el caso de los mamíferos no voladores, tienden a presentar menores áreas de distribución que las grandes, y a reemplazarse geográficamente de manera más frecuente. Esto podría estar relacionado con los altos requerimientos energéticos que, por unidad de masa, tienen los organismos pequeños, de tal manera que tenderían a restringirse a áreas donde existan alimentos de muy alta calidad nutritiva (Brown y Maurer, 1989).

Para el caso de mamíferos y aves de Norteamérica, las áreas de distribución de tamaño pequeño se encuentran limitadas por los principales rasgos topográficos y fisiográficos del área, de tal manera que dichos organismos se encuentran limitados en su área de distribución por efectos microclimáticos, valles, montañas, costas, etc. En cambio, organismos con áreas de distribución de gran tamaño se

encuentran limitadas por zonas climáticas y tipos de bioma. Estas limitaciones pueden estar relacionadas con el tamaño corporal del organismo (Brown y Maurer, 1989).

Por otro lado, la latitud también influencia el área de distribución de los organismos. Por ejemplo, en el caso de aves y mamíferos de Norte y Centro América, las especies que habitan en latitudes más tropicales tienden a presentar áreas de distribución de menor tamaño que las especies que habitan regiones más boreales (Pagel *et al.*, 1991).

Patrones evolutivos

La tasa de especiación se encuentra relacionada con el tamaño corporal de los organismos. El intervalo de tiempo entre generaciones en una población se relaciona positivamente con el tamaño corporal promedio (Bonner, 1975). Esto significa que la velocidad de cambios a nivel poblacional y, por lo tanto, dentro de la especie es inversamente proporcional al tamaño corporal.

En las especies de tamaño pequeño existen mayores posibilidades de generar combinaciones genéticas paternas distintas en cada generación. Por lo tanto, en los organismos pequeños, además de producirse una mayor descendencia, ésta resulta más variable genéticamente (Peters, 1983). Las especies pequeñas, además, pueden producir más linajes evolutivos, ya que tienen mayores posibilidades de quedar aislados por barreras geográficas y por que tienden a presentar áreas de distribución más restringidas que mamíferos de mayor tamaño (Brown, 1981; VanValen, 1973), menores áreas de actividad y menor movilidad (Peters, 1983).

Las especies de gran tamaño, en cambio, tienden a presentar tasas evolutivas lentas, bajas tasas de especiación y altas tasas de extinción. El tiempo generacional en estos organismos, por lo general, es más largo, tienen una mayor vagilidad y tienden a presentar menores tamaños poblacionales (Stanley, 1979). Sin embargo, presentan ciertas ventajas frente a los organismos pequeños, pues estos suelen ser seleccionados más intensamente, ya que, por las características de historia de vida que su tamaño corporal les confiere, tienden a sufrir cambios poblacionales más intensos y a presentar una mayor mortalidad (Peters, 1983).

El hecho de que exista un menor número de especies de gran tamaño puede deberse a una mayor propensión a la extinción (Diamond, 1984; Stanley, 1984; Terborgh y Winter, 1980). La probabilidad de que una subpoblación se extinga dentro de un intervalo de tiempo específico se correlaciona inversamente con la masa corporal (Eisenberg, 1981). Aunado a lo anterior, el tamaño "mínimo de población viable", es decir, el tamaño poblacional mínimo necesario para el mantenimiento a largo plazo de viabilidad genética y/o demográfica, suele ser mucho mayor para estos organismos (Gilpin y Soulé, 1986).

Los mamíferos voladores: un caso especial

El hábito volador en los quirópteros impone restricciones energéticas y fisiológicas, y tiene implicaciones importantes en cuanto al tamaño corporal máximo y mínimo que pueden presentar. Si bien los megaquirópteros, que no se presentan en el continente americano, pueden alcanzar tamaños mucho mayores a los de los microquirópteros, el intervalo de masas corporales en este Orden es considerablemente menor al de los mamíferos no voladores. En el caso de los mamíferos de México, el intervalo de masas corporales de los mamíferos voladores es de 170 g, mientras que el de los mamíferos no voladores es de aproximadamente 500 000 g.

La fisiología de los murciélagos no se ve afectada por la masa corporal de la misma manera que la de los mamíferos terrestres. En muchas de las relaciones entre variables ecológicas y el tamaño corporal, los quirópteros son la excepción a la regla (Findley, 1993). Al ser mamíferos de tamaño pequeño, en relación al resto de los mamíferos, poseen altas tasas metabólicas específicas, pero a diferencia de los demás mamíferos, presentan un gasto energético mucho mayor, causado por el vuelo.

Este gasto energético extra, por ejemplo, implica que requieran una mayor oxigenación, y es por esto que presentan un tamaño relativo del corazón mayor al de los mamíferos terrestres (Schmidt-Nielsen, 1984). Debido a sus altos requerimientos energéticos, estos organismos deben disminuir la tasa metabólica durante parte del día o del año para ahorrar energía. La variación en la tasa metabólica tiene una influencia significativa en parámetros como la gestación y la longevidad, así como en el tamaño de la camada (Eisenberg, 1981; Schmidt-Nielsen, 1984). Los murciélagos tienen mayor longevidad, mayor reclutamiento a edad adulta, menores camadas, menor número de camadas por año (generalmente una), mayor tiempo de gestación y cuidado paternal que los esperados para su tamaño corporal (Findley, 1993).

Arita (1993a) encontró, para murciélagos neotropicales, que a diferencia de los mamíferos terrestres, estos organismos no presentan una relación significativa entre la masa corporal y parámetros que pueden ser indicadores de rareza. Es decir, la masa corporal en estos organismos no presenta una relación significativa con la densidad poblacional y con el área de distribución de las especies.

Aun así, al interior del grupo existen ciertos parámetros dependientes del tamaño corporal. Los requerimientos energéticos se encuentran ligados al metabolismo y por consiguiente al tamaño. El tamaño corporal en los murciélagos se encuentra relacionado con el costo energético del vuelo, y por lo tanto con la estrategia de vuelo, ya que las distintas estrategias de vuelo tienen costos energéticos distintos. Así, el tamaño corporal, junto con la morfología de las alas tiene una enorme influencia sobre la estrategia de vuelo que se utiliza.

Por otro lado, la estrategia de vuelo determina las formas de forrajeo de los quirópteros, que se encuentra estrechamente relacionado con los hábitos alimentarios (Findley y Black, 1983; Findley y Wilson, 1982; Findley *et al.*, 1972; Freeman, 1981; Lawlor, 1973). Estas relaciones entre las formas de forrajeo y la alimentación parece encontrarse asociadas con la estructura de las comunidades de murciélagos y la división de los recursos (McKenzie y Rolfe, 1986; McKenzie y Start, 1989).

Procesos en las comunidades

El papel ecológico que juegan los organismos de distintas categorías de tamaño corporal (es decir, el impacto que sus poblaciones tengan en la comunidad o el sistema), se relaciona con el flujo de energía y de recursos que se da a nivel poblacional y que depende, en última instancia, de los procesos de los individuos. Los procesos individuales se reflejan en el impacto que la población tiene en el sistema: la excreción se refleja en la regeneración de nutrientes, la tasa reproductiva y el crecimiento se traducen en producción de biomasa, los requerimientos energéticos individuales se reflejan en la tasa de ingestión, que determina la influencia, en el sistema, de la depredación, la herbivoría y la circulación de la energía (Peters, 1983).

Además, los animales resultan importantes como fuente de nutrientes hacia el sistema, en forma de heces, orina o descomposición de tejido tras la muerte. Por otro lado, la depredación y la herbivoría funcionan como formas de transferencia de energía (Peters, 1983).

En general, partiendo de la relación existente entre el tamaño corporal y la densidad poblacional, se puede decir que la producción de biomasa absoluta es similar en todas las categorías de tamaño corporal (Damuth, 1981), incluyendo a los mamíferos más pequeños, que si bien presentan una biomasa reducida en un tiempo determinado, presentan una tasa de recambio mayor que los mamíferos más grandes. Por ello, a largo plazo también producen una cantidad similar de biomasa que mamíferos de mayor tamaño.

A partir de la similitud en la producción de biomasa entre las distintas categorías, se puede decir que el flujo de materia y energía también es similar (Calder, 1983; Peters, 1983). De igual manera, tomando en cuenta la tasa de ingestión de las poblaciones, todas ellas reciben una proporción similar de los recursos disponibles (productividad primaria; Peters, 1983).

Sin embargo, también se maneja que el significado ecológico de cada categoría disminuye al incrementarse la masa corporal, ya que los organismos pequeños procesan más rápidamente nutrientes, energía y sustancias contaminantes. Esto significaría que los procesos de la comunidad se encuentran dominados por los organismos pequeños (Peters, 1983). Los mamíferos grandes pueden también tener un menor papel en el funcionamiento del sistema porque a pesar de que existen muchas excepciones, tienden a presentar bajas densidades poblacionales (Peters, 1983). Es importante tomar en cuenta que el consumo de energía, la biomasa y el papel que juegan los organismos en las comunidades se encuentra también profundamente relacionado por la dieta de los mismos (Eisenberg y Thorington, 1973).

A partir de todo lo anterior resulta evidente que el tamaño corporal tiene un gran poder para caracterizar y diferenciar a los mamíferos en muchos aspectos. Tomando como base estas relaciones, se puede concluir que medir la diversidad de masas corporales significa medir de manera indirecta la diversidad ecológica y funcional. Asimismo, en términos cualitativos, se refleja la diversidad de estrategias de vida, los patrones evolutivos, entre otros parámetros relevantes para sustentar propuestas de conservación.

En este trabajo se aplica este criterio para analizar la diversidad de la mastofauna mexicana. Se localizan las áreas prioritarias que requieren atención especial en términos de la conservación de diversidad ecológica, tanto para mamíferos voladores como para mamíferos terrestres, y se comparan con las áreas que presentan una alta riqueza de especies y aquellas consideradas bajo protección en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP).

MÉTODOS

Tomando como punto de partida la información compilada por Hall (1981) se llevó a cabo una revisión bibliográfica de los cambios taxonómicos y nuevos registros de localidades reportados para los mamíferos de México hasta finales de 1993 (Anexo 1), excluyendo a los mamíferos marinos y a los endémicos de islas. Con esta información se elaboraron un listado actualizado de los mamíferos del país y los mapas de las áreas de distribución de las 426 especies resultantes.

El territorio nacional fue dividido en cuadros de 0.5 grados de latitud-longitud y se registraron las especies presentes en cada uno de ellos. Con esta información se construyeron dos bases de datos que contienen la información taxonómica y los datos de distribución, con base en la presencia o ausencia en los cuadros de cada una de las especies.

Paralelamente se elaboró una tercera base de datos con los valores promedio de la masa corporal de los mamíferos de México (Anexo 2). Para un gran número de especies los datos son escasos o inexistentes, por lo que los valores obtenidos como promedio deben considerarse solamente como una aproximación al valor real. Se utilizaron únicamente datos de individuos adultos, excluyendo a las hembras preñadas, para obtener así el promedio de la masa para cada especie. En caso de existir datos para varios estados de la República, se obtuvo el promedio para cada estado y posteriormente el promedio general.

Los intervalos de valores reportados sin especificación de media aritmética fueron utilizados solamente en ausencia de otros datos, en cuyo caso se obtuvo la media entre los valores máximo y mínimo del intervalo. Algunos de los datos para mamíferos voladores fueron obtenidos a partir de la regresión de los valores logarítmicos de la longitud del antebrazo y la masa corporal, ya que existe, al interior de cada familia, una relación positiva entre ambos parámetros (Arita, 1993a; datos no publicados). Para las especies de mamíferos terrestres sin información en la literatura, se utilizaron datos de ejemplares de museo.

Los mamíferos considerados fueron divididos en dieciocho categorías a partir del logaritmo base 2 de la masa corporal, como las utilizadas por Brown y Nicoletto (1988). Las categorías 1 y 20 reportadas por estos autores no se encuentran representadas por ninguna especie en Norteamérica por lo que fueron eliminadas del análisis. Se utiliza el logaritmo base 2 porque divide a los mamíferos en un número conveniente de categorías para el análisis de la distribución de frecuencias (Brown y Nicoletto, 1988; Peters, 1983).

Se calculó el valor de diversidad de masas corporales para cada cuadro de medio grado en que se dividió al país. Para ello se obtuvo el número de especies pertenecientes a cada una de las categorías y se calculó el índice de diversidad de Shannon según el análisis propuesto por Fleming (1973):

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln p_i$$

en el que H' es la diversidad de masas corporales, n es el número de categorías y p_i es la proporción de especies presentes en cada categoría. Al haber un número fijo de categorías, el índice es sensible al número total de especies y, particularmente, a la equidad (Fleming, 1973).

Con estos datos se elaboraron mapas que representan la distribución geográfica de los valores obtenidos. La escala de valores fue creada arbitrariamente, dividiendo los datos en diez categorías a partir de la distribución de frecuencias de los valores encontrados y a partir de esta distribución se localizaron las regiones prioritarias. Los cuadros considerados como prioritarios fueron aquellos cuyos valores corresponden a las últimas dos categorías en la distribución de frecuencias.

En este análisis se asume que todas las especies registradas en cada cuadro coexisten. Sin embargo, si se toma en cuenta la alta heterogeneidad ambiental en el país y el tamaño de los cuadros utilizado, es muy probable encontrar más de un tipo de hábitat en un mismo cuadro. Esto implica que varias de las especies presentes en el cuadro no coexistan en realidad, y por lo tanto el índice resultaría ser una sobreestimación de la complejidad ecológica real. A esta limitación debemos añadir que se trabaja con áreas de distribución y no con localidades de colecta, y con datos históricos, por lo que existe una sobreestimación de la distribución de los organismos, muchos de los cuales posiblemente no existan en las zonas donde están registrados, aumentando la sobreestimación generada en el índice.

Estas son las grandes limitantes que presenta este análisis. Sin embargo es un trabajo a escala macrogeográfica, y los datos disponibles sobre distribución de hábitats, grados de perturbación y datos fidedignos y actualizados sobre la distribución de los organismos no permiten un acercamiento más fino. Es necesario considerar que los resultados obtenidos aquí son el marco macrogeográfico necesario para un posterior análisis a una escala espacial de trabajo más detallada.

Se requeriría un acercamiento a escalas espaciales más detalladas si se quieren analizar los patrones a la luz de factores causales (como tipo de hábitat, estructura de la vegetación, geología, heterogeneidad ambiental, etc.). Un acercamiento más fino también es necesario si se quiere aterrizar este planteamiento hacia acciones concretas de conservación. Sería necesario obtener los índices de diversidad de masas por tipo de hábitat dentro de cada región y llevar a cabo trabajo de campo para corroborar la presencia de las especies en cuestión, el grado de deterioro del área y la problemática local, para establecer qué estrategia de conservación es pertinente para cada caso.

Comúnmente este tipo de estudios sobre mamíferos se llevan a cabo analizando a quirópteros y mamíferos terrestres en conjunto. En el caso de la detección de áreas prioritarias para conservación, dicho procedimiento sería recomendable, solamente, si al medir la diversidad ecológica de todos los mamíferos se pudiesen detectar áreas prioritarias tanto para mamíferos voladores como para mamíferos terrestres. Para evaluar si este procedimiento es válido, se llevó a cabo el análisis para todos los mamíferos y para mamífero terrestres y voladores por separado.

También se llevaron a cabo los análisis separando a mamíferos voladores y terrestres porque cabe esperar que los patrones geográficos de diversidad funcional para ambos casos difieran. Esto debido a que, por un lado, los patrones geográficos de riqueza de especies de quirópteros y mamíferos terrestres son diferentes, ya que los factores que subyacen los patrones de ambos grupos son distintos (Arita, 1993b; McCoy y Connor, 1980; Wilson, 1974), y la relación entre riqueza de especies y diversidad de masas podría también diferir. Por otro lado, el efecto de la masa corporal en la historia de vida y la ecología de mamíferos voladores y terrestres es distinto (Eisenberg, 1981; Peters, 1983).

Resulta relevante saber si la diversidad ecológica depende del número de especies presentes en un sitio dado. Esta relación tiene importancia en términos de conservación, ya que de existir una estrecha relación entre ambos parámetros, la protección de áreas con alta riqueza de especies automáticamente implicaría la conservación de una alta diversidad ecológica. Por ello se llevó a cabo una comparación entre los patrones geográficos generados en ambos casos y un análisis de correlación entre riqueza de especies y diversidad de masas.

También resulta importante la posible relación entre la diversidad de masas de los mamíferos voladores y la de los mamíferos terrestres. En caso de existir una estrecha relación entre estos valores y, como consecuencia, una coincidencia espacial entre las áreas prioritarias para ambos grupos, la conservación de la diversidad ecológica tanto de mamíferos voladores como de mamíferos terrestres dependería de la protección de las mismas áreas. En caso contrario, los esfuerzos necesarios para la conservación de la diversidad ecológica de los mamíferos se elevarían considerablemente.

Finalmente se realizó un análisis de la representación de las áreas prioritarias detectadas en este trabajo en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Se mencionan las áreas protegidas que resultan importantes para la protección de la diversidad funcional de los mamíferos, así como las áreas prioritarias detectadas que carecen de algún tipo de protección y en las cuales sería recomendable profundizar el análisis para establecer algún tipo de estrategia de conservación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Masa corporal: distribución de frecuencias

La distribución de frecuencias, en categorías de tamaño corporal, obtenida para los mamíferos de México (Fig. 1) es una distribución sesgada hacia la izquierda que, sin embargo, presenta un reducido número de especies en la primera categoría. El significado de este tipo de distribución, en escala logarítmica, es que existe un número reducido de especies de tamaño muy pequeño y de especies muy grandes. Las categorías que presentan un mayor número de especies son las de tamaño intermedio.

La distribución de frecuencias que presentan los mamíferos terrestres y los mamíferos voladores (Figs. 2 y 3) conservan el patrón básico sesgado a la izquierda. El patrón obtenido para los mamíferos terrestres difiere considerablemente de aquél obtenido para todos los mamíferos pues presenta una distribución más homogénea, debida a un decremento en el número de especies en las categorías 1 a 7 al eliminar a los murciélagos del análisis. Esto muestra la enorme influencia que tienen los quirópteros en el patrón general.

Por otro lado, la distribución de frecuencias de los mamíferos voladores (Fig. 3) muestra que estos organismos se encuentran mucho menos diversificados en cuanto a masa corporal, es decir, presentan un intervalo reducido de masas corporales con respecto a los mamíferos terrestres. El menor de los quirópteros de México, el murciélaguito amarillo (*Rhogeessa mira*), pesa en promedio 3 g, mientras que el de mayor tamaño, el falso vampiro (*Vampyrus spectrum*), pesa en promedio 173 g. A pesar de lo anterior, este patrón también cumple con una disminución en el número de especies de tamaños extremos.

El intervalo de masas corporales reducido en los quirópteros puede deberse a que la masa corporal parece no ser un parámetro importante de segregación ecológica en estos organismos (Findley, 1993). Por otro lado existen limitaciones en cuanto al mayor y al menor tamaño posible impuestas por el vuelo, ya que es una actividad muy costosa energéticamente. Estas limitaciones se relacionan principalmente con la utilización de la energía y la termoregulación. (Eisenberg, 1981). Aunque los quirópteros de México no representan los valores extremos posibles para mamíferos voladores (los megaquirópteros, que no existen en América, llegan a ser bastante más grandes) el hecho de que su intervalo de masas corporales sea mucho menor al de mamíferos terrestres se relaciona con las limitaciones inherentes a su condición de voladores.

En los tres casos (todos los mamíferos, mamíferos voladores y mamíferos terrestres) el patrón es consistente con los reportados previamente para otras regiones y diferentes taxa (Brown y Nicoletto, 1991; Fleming, 1973; May, 1978; Peters, 1983; Pianka, 1970; Stanley, 1973). Existen diversas hipótesis

para explicar tanto el reducido número de especies de tamaño pequeño, como de tamaño grande, así como posibles explicaciones al patrón general en su totalidad.

La baja riqueza de los organismos más pequeños ha sido atribuida a limitaciones energéticas y fisiológicas (Brown y Maurer, 1989). En este sentido, cabe mencionar que los organismos de tamaño pequeño presentan una mayor tasa metabólica relativa a la masa corporal, y presentan ciertos problemas en cuanto a economía energética (Eisenberg, 1981; Schmidt-Nielsen, 1984). En el caso de los mamíferos de México, un organismo como la musaraña *Sorex milleri* o los murciélagos de los géneros *Rhogeessa*, que ocupan la primera categoría, tienen requerimientos energéticos muy altos respecto a su masa corporal, en comparación con mamíferos grandes como el oso plateado (*Ursus arctos*) o el bisonte (*Bison bison*) que ocupan la última categoría.

El número reducido de especies conocidas de organismos de tamaño pequeño también ha sido atribuida a un efecto de muestreo (May, 1988) ya que, en general, a los organismos más pequeños se les ha dedicado un menor esfuerzo de muestreo y menor interés científico que a especies de mayor tamaño. Sin embargo este efecto es mucho menos patente en organismos como los mamíferos que en aquéllos de tamaño mucho menor como insectos y otros invertebrados.

La escasez de especies de gran tamaño ha sido relacionada con la disponibilidad de recursos que se necesita para sostener a dichas especies (Brown y Nicoletto, 1991; Brown y Maurer, 1989). Resulta evidente que organismos que ocupan las últimas categorías como los grandes carnívoros (los osos *Ursus arctos* y *Ursus americanus*), los grandes artiodáctilos (como el bisonte *Bison bison* o el wapiti *Cervus elaphus*) o los grandes felinos (como el jaguar *Panthera onca* o el puma *Puma concolor*) presenten requerimientos alimentarios mucho mayores que, por ejemplo, una rata canguro (*Dipodomys deserti*, de la categoría 8) o una ardilla voladora (*Glaucomys volans*, de la categoría 7). Probablemente un sistema natural no puede sostener un gran número de especies con altos requerimientos alimentarios y consumo de biomasa.

El patrón de distribución de frecuencias también ha sido vinculado con la diferencia en las tasas de especiación asociada a la masa corporal, así como con las respuestas diferenciales a periodos de cambios ambientales en las especies más pequeñas y más grandes. Esto daría lugar a un mayor número de especies de tamaño corporal intermedio, que experimentarían mayores tasas de especiación que las de tamaño grande, y menores tasas de extinción que las de tamaño pequeño (Dial y Marzluff, 1988).

Otra interpretación de esta distribución es la idea de que existe un tamaño corporal óptimo (el tamaño modal) en relación a la adecuación. En este caso el concepto de adecuación es planteado en términos de la tasa de conversión de energía en descendencia. Así, los mamíferos que presentan una menor masa corporal a la óptima tienen una mayor capacidad reproductiva pero poca capacidad de extraer energía del medio. En cambio los mamíferos cuya masa corporal es menor a la óptima presentan una mayor capacidad para extraer energía del medio pero menor capacidad reproductiva. Se sostiene entonces que existe un mayor número de especies en la categoría modal ya que en dichos organismos se presentaría una optimización de ambos factores (Brown *et al.*, 1993).

En cuanto a capacidad reproductiva, en la distribución de frecuencias obtenida para los mamíferos de México, existe la conocida tendencia a una disminución en el tamaño de la camada, hacia las categorías de tamaño corporal mayor (Eisenberg, 1981; Peters, 1983). Por ejemplo, el tapir (*Tapirus bairdii*, de la categoría 17), el wapiti (*Cervus elaphus*) y el bisonte (*Bison bison*), pertenecientes a la categoría 18, tienen solamente una cría por camada, mientras que la rata algodonera (*Sigmodon hispidus*, perteneciente a la categoría 7) se reproduce hasta nueve veces por año con una camada de cinco a seis crías y la rata *Neotoma lepida* (perteneciente a la categoría 8) se reproduce hasta cuatro veces al año con camadas de una a cinco crías (Burton y Pearson, 1987; Emmons y Freer, 1990).

Se han reportado variaciones latitudinales en el patrón de distribución de frecuencias: existe una mayor representación de organismos pequeños al disminuir la latitud. Esto ha sido atribuido a la variación latitudinal en la disponibilidad de los recursos y en los hábitos alimentarios de las especies (Fleming, 1973). En el caso de los mamíferos en México, la mayor parte de los murciélagos se encuentran distribuidos en el sur del país (ver Fig. 4), y constituyen una porción muy importante de las primeras categorías: por ejemplo, la primera categoría se encuentra constituida únicamente por murciélagos, con la excepción de la musaraña *Sorex milleri*. Como consecuencia, en cuadros más cercanos al ecuador se esperaría que exista una mayor representación de las primeras categorías que en latitudes más boreales.

Se ha encontrado, además, que el patrón se modifica al cambiar la escala espacial de trabajo. Esta variación puede estar asociada con la competencia, con patrones evolutivos relacionados con el tamaño corporal y con una mayor especialización en los organismos de tamaño mediano (Brown y Nicoletto, 1991).

Es muy probable que las causas que subyacen a este patrón sean en realidad una combinación de distintos factores (fisiológicos, ecológicos, históricos). Las características que presentan los mamíferos que se reportan en este trabajo pueden ser consistentes con algunas de las hipótesis mencionadas, pero estos datos son insuficientes para apoyar o rechazar cualquiera de ellas. Dicho análisis se encuentra fuera de los alcances y objetivos de este trabajo.

Patrones geográficos de diversidad ecológica

Las áreas prioritarias encontradas para los mamíferos terrestres, utilizando como criterio la diversidad de masas corporales (Fig. 4) ocupan el 37.4% del territorio nacional y se encuentran concentradas hacia la frontera norte del país, en los estados de Sonora, Chihuahua y Coahuila. Existen también altos valores (correspondientes a la segunda categoría de valores prioritarios) en gran parte del altiplano entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental, así como una zona continua en el sureste del país (en los estados de Oaxaca y Chiapas) y cuadrantes aislados diseminados en varios estados (Baja California, Guanajuato, Jalisco, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Querétaro y San Luis Potosí).

En cambio, las áreas prioritarias determinadas para mamíferos voladores ocupan el 14.3% del territorio y se encuentran en el Istmo de Tehuantepec, desde Oaxaca hacia el este, y el sur de Veracruz

hacia el norte, hasta el sur de la península de Yucatán. Otra área importante se encuentra en la vertiente del Pacífico de Jalisco, Sinaloa y Nayarit. Existen cuadrantes aislados en Campeche, Oaxaca, San Luis Potosí y Tamaulipas (Fig. 5).

Las áreas prioritarias encontradas para ambos grupos de mamíferos coinciden poco geográficamente. En particular las áreas de mayores valores de diversidad de masas no coinciden en absoluto. Esto se debe a que no existe una correlación importante entre la diversidad de masas de mamíferos terrestres y la de mamíferos voladores ($r^2=0.02$, $P<0.001$, $n=824$). La correlación es estadísticamente significativa como producto del número de datos utilizados para realizarla, por lo que la significancia debe tomarse con cautela.

Existe otra diferencia importante entre los valores de diversidad de masas de ambos organismos: los mamíferos terrestres representan una mayor diversidad de masas corporales que los mamíferos voladores. La distribución de frecuencias de los valores de diversidad de masas en el país para ambos grupos (Figs. 6 y 7), muestran que la mayor parte de los cuadros presentan valores de diversidad de masas de entre 2.43 y 2.56 para mamíferos terrestres, mientras que para mamíferos voladores el valor modal se encuentra entre 1.22 y 1.46, es decir, prácticamente en todo el país existen mayores valores de diversidad de masas de mamíferos terrestres que de mamíferos voladores. Esto es producto del intervalo reducido de masas corporales que presentan los murciélagos, que ocupan solamente siete categorías, de las dieciocho ocupadas por los mamíferos terrestres (Fig. 3).

Al evaluar la distribución geográfica de las áreas prioritarias para todos los mamíferos (Fig. 8) se encontró que, al analizar a ambos grupos de organismos (mamíferos voladores y terrestres) de manera conjunta, solamente se logran detectar áreas importantes en cuanto a diversidad ecológica de mamíferos terrestres, mientras que los patrones geográficos pertenecientes a los quirópteros son obsoletos.

Existe una profunda influencia de la diversidad de masas de mamíferos terrestres sobre el patrón encontrado para todos los mamíferos, lo que no ocurre con los mamíferos voladores. La variación en la diversidad de masas de todos los mamíferos puede ser explicada en un 70% ($r^2=0.70$, $P<0.001$, $n=824$) por los valores correspondientes a los mamíferos terrestres. En cambio, la diversidad de masas de quirópteros explica solamente en un 10% ($r^2=0.10$, $P<0.001$, $n=824$) la variación en los valores de diversidad de masas de todos los mamíferos.

La influencia de la diversidad de masas de murciélagos en los valores de diversidad de masas de todos los mamíferos es muy reducida, sin embargo, el coeficiente de correlación es negativo ($r = -0.32$). Esto puede ser el reflejo de una disminución en los valores de diversidad de masas de todos los mamíferos, respecto a la de los mamíferos terrestres, en zonas donde existe una alta riqueza de murciélagos. Este fenómeno se debe a que al mezclar a mamíferos voladores y terrestres se genera una disminución de los valores de equidad en la distribución de frecuencias (Figs. 1 y 2).

Las áreas prioritarias detectadas para todos los mamíferos y para mamíferos terrestres se encuentran ubicadas principalmente en el norte del país porque en estas zonas coinciden espacialmente las áreas de distribución de varios de los mamíferos de gran tamaño, muchos de los cuales no se encuentran hacia

el sur del país. Ejemplos de ellos son el bisonte (*Bison bison*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el berrendo (*Antilocapra americana*), el oso plateado (*Ursus arctos*), el oso americano (*Ursus americanus*) y el lobo (*Canis lupus*).

El aumento en el número de especies de gran tamaño hacia el norte del país genera un aumento en los valores de diversidad de masas, como consecuencia de un incremento en los valores de equidad. La equidad aumenta al haber una mayor igualdad en la proporción de especies representada en las categorías de masa corporal. Así, en las áreas prioritarias existe un mayor número de especies representada en las últimas categorías, que en otras regiones se encontrarían menos representadas. Otras áreas coinciden con zonas que presentan una alta riqueza de especies, pero se trata de áreas cuyo valores pertenecen a la segunda categoría de valores más altos. Como se verá más adelante, las áreas de distribución de alta diversidad de mamíferos voladores se encuentran asociadas, en mayor medida, a la distribución de áreas con alta riqueza de especies.

Diversidad de masas corporales y su relación con la riqueza de especies

El que las áreas prioritarias, obtenidas utilizando la diversidad funcional, coincidan con áreas con alta riqueza de especies depende de la posible correlación entre los valores de riqueza y de diversidad de masas corporales. En el caso de los mamíferos terrestres, las áreas con altos valores de diversidad de masas (Fig. 4), en general, no corresponden a aquellas con alta riqueza de especies, con la excepción de algunos cuadrantes en el sureste del país (Fig. 9). Solamente el 43.6% ($P < 0.001$, $n = 824$) de la variación en la diversidad de masas puede ser explicada por la riqueza de especies.

En el caso de los mamíferos voladores una mayor proporción de áreas prioritarias en cuanto a diversidad de masas coinciden con áreas que presentan una alta riqueza de especies (ver Figs. 5 y 10), como en el Istmo de Tehuantepec; sin embargo, existen varias áreas prioritarias que no presentan una riqueza de especies particularmente alta. En este caso la variación en los valores de diversidad de masas puede explicarse en más de un 50% ($r^2 = 0.51$, $P < 0.001$, $n = 824$) por la riqueza de especies. El resto de la variación puede ser la asociada a las áreas prioritarias encontradas para diversidad de masas que no poseen una alta riqueza. Findley (1993), al analizar la diversidad ecomorfológica de murciélagos a una escala macrogeográfica, encontró que ésta depende en gran medida de la riqueza de especies. El presente estudio corrobora parcialmente esta observación a una escala espacial de análisis más detallada.

Riqueza de especies

En los tres casos (todos los mamíferos, mamíferos terrestres y mamíferos voladores), las áreas que presentan los más altos valores de riqueza de especies se encuentran en el Istmo de Tehuantepec (Figs. 9, 10 y 11). Los valores son particularmente importantes, para los quirópteros, en el estado de Chiapas,

Tabasco, Oaxaca y el sur del estado de Veracruz y, en la costa del Pacífico en los estados de Jalisco, Colima y Michoacán. Para mamíferos terrestres las áreas importantes se encuentran localizadas en los estados de Chiapas y Oaxaca, y a lo largo de la Sierra Madre Oriental (particularmente a lo largo del estado de Veracruz, hasta el estado de Nuevo León) y en el norte del país en los estados de Sonora y Chihuahua.

Los patrones de riqueza de especies descritos aquí para los mamíferos terrestres, voladores y para ambos grupos en conjunto (Figs. 9, 10 y 11) son consistentes con análisis previos realizados a distintas escalas de trabajo (Arita, 1993b; Ceballos y Navarro, 1991; Fa y Morales, 1993; Pagel *et al.*, 1991; Simpson, 1964; Wilson, 1974).

La riqueza de especies de mamíferos voladores (Fig. 10) se encuentra dominada por el patrón latitudinal, aumentando su número hacia las zonas tropicales. No ocurre lo mismo con los mamíferos terrestres (Fig. 9). Estos organismos presentan discontinuidades en el patrón de aumento de especies que va de los polos al ecuador. Los patrones de riqueza de especies detectados para todos los mamíferos (Fig. 11) muestran una influencia predominante del patrón latitudinal generado por los quirópteros, es decir, que este patrón obedece más a la riqueza de los mamíferos voladores ($r=0.91$, $P<0.001$), que a la de los mamíferos terrestres ($r=0.77$, $P<0.001$).

La correlación entre los valores de riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores es significativa ($P<0.001$) como consecuencia del número de datos utilizado en el análisis ($n=824$). La correlación, sin embargo, no es muy alta ($r=0.44$) quizás como resultado de las diferencias en los factores que promueven una alta diversidad en ambos grupos de organismos (Arita, 1993b; McCoy y Connor, 1980; Wilson, 1974).

La marcada tendencia de los murciélagos a seguir el patrón latitudinal se debe a que estos organismos presentan una gran afinidad por las condiciones de temperatura y humedad preponderantes en los trópicos. Por otro lado existe una gran influencia de la disponibilidad temporal de recursos, que es más estable en zonas tropicales que en zonas templadas, la estabilidad estacional de condiciones, menos extremas en zonas tropicales que en zonas templadas, etc. (Arita, 1993b; Fleming, 1973; McCoy y Connor, 1980; Wilson, 1974).

Las desviaciones del patrón latitudinal observadas en mamíferos terrestres pueden ser resultado de dos factores principales. Por un lado, de las diferencias que existen en los patrones de riqueza de mamíferos terrestres neárticos y neotropicales: los mamíferos neárticos (por ejemplo, los órdenes Insectivora, Rodentia, Carnivora y Artiodactyla) tienden a aumentar en número de especies hacia el norte del país, en cambio los mamíferos neotropicales (por ejemplo órdenes Didelphimorphia, Xenarthra y Primates) tienden a seguir el patrón latitudinal de aumento en número de especies hacia el ecuador (Simpson, 1964; Wilson, 1974).

Por otro lado, quizás la influencia de la heterogeneidad ambiental también provoca desviaciones del patrón latitudinal. Se ha demostrado que la heterogeneidad espacial y, consecuentemente, la diversidad de hábitats son factores preponderantes en la producción de una alta riqueza de especies en los mamíferos no voladores (Arita, 1993b).

Implicaciones para la conservación

El llevar a cabo el análisis de diversidad de masas corporales examinando a mamíferos terrestres y mamíferos voladores en conjunto mostró ser contraproducente, sobre todo en lo que toca a la detección de áreas prioritarias para la conservación, ya que los patrones geográficos correspondientes a los murciélagos son oscurecidos. De llevarse a cabo esfuerzos de conservación únicamente en áreas detectadas para todos los mamíferos se dejaría sin protección a la diversidad ecológica de mamíferos voladores.

Las áreas encontradas como prioritarias para mamíferos voladores y terrestres presentan una distribución geográfica en gran medida distinta. Esto significa que la conservación de la diversidad ecológica de mamíferos voladores y terrestres no se debería llevar a cabo protegiendo las mismas áreas. En otras palabras, se tendrían que diversificar los esfuerzos de conservación hacia muy distintas regiones del país. Sin embargo es necesario hacer hincapié en que los estados de Sinaloa, Nayarit y Jalisco y el Istmo de Tehuantepec resultan importantes para la conservación de diversidad funcional de ambos grupos de mamíferos.

Las áreas prioritarias detectadas para la protección de la diversidad ecológica de los mamíferos terrestres en el norte del país no habían sido tomadas en cuenta previamente como importantes para la conservación de mamíferos. Estas áreas prioritarias así como aquellas que sean determinadas mediante otros parámetros alternos deberían ser integradas como elemento de planeación de para la conservación de los mamíferos de México.

En el caso de los mamíferos voladores, existen áreas prioritarias para la conservación de la diversidad ecológica que habían sido consideradas previamente como importantes, sin embargo, con otras no ocurre lo mismo, como es el caso del sur de la Península de Yucatán. En el caso de la vertiente del Pacífico, se han reportado como importantes áreas en lo que corresponde al estado de Jalisco, de manera particular a las selvas bajas, ricas en endemismos (Ceballos y Rodríguez, 1993); y los estados de Nayarit y Sinaloa, también ricas en especies endémicas (Ramírez-Pulido y Müdespacher, 1978).

En términos de conservación, la protección de una alta riqueza de especies es insuficiente para salvaguardar la diversidad funcional y la complejidad ecológica que presentan los mamíferos de México. En el caso de los mamíferos voladores la conservación de áreas con alta riqueza de especies dejaría sin protección zonas importantes para la conservación de la diversidad ecológica, como el estado de Oaxaca, la vertiente del Pacífico de los estados de Sinaloa y Nayarit, así como el sur de la Península de Yucatán. Por otro lado, la protección de áreas con alta riqueza de especies de mamíferos terrestres dejaría sin protección prácticamente a todas las áreas importantes para conservar una alta diversidad ecológica.

Algunas de las zonas prioritarias encontradas al utilizar diversidad de masas corporales, se encuentran representadas por áreas catalogadas dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). El SINAP cuenta con distintas categorías de áreas protegidas (parques nacionales, reservas de la biosfera, reservas especiales de la biosfera, monumentos naturales, etc.). El análisis del funcionamiento de estas categorías

se encuentra fuera del objetivo de este trabajo, cada una tiene distintos objetivos de conservación y representan problemáticas distintas. En este trabajo son consideradas por igual, sin una evaluación de la efectividad con la que éstas funcionan en términos de conservación. Si embargo es necesario mencionar en que muchas de éstas áreas no representan una conservación real de la biota que contienen, debido a la compleja problemática que presentan las áreas protegidas en México.

En el caso de los mamíferos terrestres, solamente alrededor del 7% de las áreas prioritarias para la conservación de la diversidad funcional se encuentran protegidas. Entre las áreas protegidas importantes en este sentido se encuentran los parques nacionales Cumbres de Majalca, Cascada de Bassaseachic, los Novillos, el Sabinal, Lagunas de Montebello, y las reservas de la biosfera de Mapimí, la Michilia, Montes Azules y la Selva del Ocote. Los valores más altos de diversidad de masas para estos organismos se presentan en la franja fronteriza con los Estados Unidos y es necesario tomar en cuenta que estas áreas sufren un altísimo impacto humano como producto de un creciente proceso de industrialización en la frontera norte; asimismo, presentan una constante expansión de las actividades de producción ganadera y las consecuencias de explotación maderera son considerables (Toledo *et al.*, 1990).

En el caso de los mamíferos voladores existen varias reservas que protegen una alta diversidad de masas, sobre todo en el estado de Chiapas, cubriendo una proporción de casi 20% de las áreas prioritarias. Entre ellas se encuentran los parques nacionales Cañón del Sumidero, Palenque, Lagunas de Montebello, y las reservas de la biosfera Montes Azules, El Triunfo, Lacantún, Pantanos de Centla, Calakmul, la Sierra de Santa Martha, la Sierra de Manantlán y Chamela-Cuixmala.

A pesar de que la diversidad de masas de mamíferos voladores se encuentra mucho mejor representada en áreas protegidas, existen zonas sumamente importantes que carecen de protección alguna. Este es el caso de la vertiente del Pacífico de Nayarit y Sinaloa, que presentan altos valores de diversidad de masas y no presentan áreas protegidas. El estado de Oaxaca resulta también sumamente importante en cuanto a la protección de diversidad de masas de mamíferos voladores; sin embargo se encuentra prácticamente desprotegido, con un par de parques nacionales de tamaño pequeño (Benito Juárez y Lagunas de Chacahua).

Es necesario hacer hincapié en que este análisis, como la mayoría que se llevan a cabo a nivel nacional, utiliza datos históricos de la distribución de los organismos, y se llevó a cabo a una escala espacial de trabajo muy gruesa. El que las áreas prioritarias para la conservación de la diversidad ecológica de los mamíferos, descritas en este trabajo, se encuentren representadas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas no implica la presencia, en éstas últimas, de poblaciones viables de los organismos en cuestión.

Debido también a la escala de trabajo a la que se llevó a cabo el análisis, y el tipo de datos utilizados no se pueden hacer recomendaciones concretas de conservación. Si se requiere plantear áreas para conservación o evaluar qué tipo de esfuerzos de conservación serían adecuados para cada región es necesario el realizar estudios a escalas más detalladas e investigación de campo para corroborar la presencia de los organismos, el grado de deterioro de las áreas y la problemática a nivel local.

Un elemento muy importante que hay que tomar en cuenta, al igual que en el caso de los mamíferos terrestres, es que la mayoría de las áreas importantes para la conservación de la diversidad de masas sufre una gran presión por actividades humanas. Las mayores tasas de deforestación en los últimos años se han generado en los estados de Chiapas y Veracruz, y Oaxaca es un estado con un alto deterioro en general (Carabias, 1990; Toledo *et al.*, 1992).

Las áreas consideradas en el SINAP deben aumentar en número y abarcar una mayor proporción del país, así como surgir de un proceso de planeación para lograr establecer realmente un "sistema" o "red" de reservas (Presley *et al.*, 1993). Los resultados obtenidos aquí, al igual que aquéllos que surjan utilizando otros criterios (riqueza de especies, diversidad ecológica utilizando otros indicadores, diversidad filogenética y taxonómica, áreas ricas en endemismos, grado de amenaza de las especies, rareza, etc.) y para otros grupos taxonómicos, deberían ser integradas como elementos de planeación y jerarquización de prioridades en el establecimiento de dichas reservas (Kershaw *et al.*, 1994). La creación de reservas en las áreas prioritarias obtenidas en este trabajo contribuirían a la conservación de la más alta variación, en lo que a características ecológicas y funcionales de mamíferos se refiere.

La planeación en el establecimiento de áreas protegidas es necesaria ya que existen serias limitaciones socioeconómicas para el establecimiento de un mucho mayor número de reservas en el país. Aunado a lo anterior, es necesario plantear que, como herramienta de conservación, resulta fundamental impulsar hacia el interior y el exterior de las áreas protegidas un manejo sustentable de recursos y modelos de producción integrados a la conservación, de tal suerte que las actividades humanas dejen de ser antagonistas de la existencia de la biodiversidad a largo plazo.

CONCLUSIONES

A través de este trabajo se caracterizó al país en términos de la diversidad ecológica de los mamíferos de México. Una aportación importante es la detección de áreas prioritarias para la conservación de este aspecto de la diversidad biológica y la conclusión de que este tipo de análisis deben realizarse separando a mamíferos voladores y a mamíferos terrestres para poder obtener datos aplicables a conservación.

Las áreas importantes encontradas para mamíferos voladores y terrestres, en general, no coinciden geográficamente. Esto significa que se deben proteger áreas en distintas zonas del país para asegurar la conservación de la diversidad ecológica de ambos grupos de organismos. Por otro lado, resulta fundamental destacar que la protección de áreas que presentan una alta riqueza de especies no asegura la conservación de una alta diversidad ecológica, particularmente en el caso de los mamíferos terrestres. Muchas de las zonas en cuestión se encuentran bajo graves presiones de impacto humano y están poco representadas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Los resultados de este trabajo plantean uno de los muchos componentes de la diversidad biológica. Todos ellos son importantes y deben seguirse explorando y analizando. También se debe llevar a cabo una integración de la información obtenida con distintos enfoques para tener un panorama más amplio de las características de la biodiversidad del país y para ser tomada en cuenta como una herramienta complementaria para planear y plantear estrategias y prioridades de conservación en México.

Finalmente, estos resultados dejan abiertas varias preguntas sin resolver, por las que se pueden establecer vías de investigación importantes. Entre ellas, de acuerdo a los hábitats en donde se encuentran altos valores de diversidad funcional y complejidad, ¿cuáles son los factores causales en relación al ambiente?, ¿a una mayor complejidad en la estructura vegetal, corresponde una mayor complejidad ecológica en los mamíferos?, ¿cuál es el papel que juega la heterogeneidad espacial y temporal en la generación de una mayor diversidad funcional?, ¿cuál es su relación con factores como la geología, fisiografía, edafología, etc.?, ¿existen factores históricos o biogeográficos que determinan los patrones latitudinales de la diversidad funcional de los mamíferos?, y por supuesto: ¿difieren geográficamente las áreas prioritarias para la conservación de la diversidad funcional con aquellas detectadas utilizando otros parámetros alternativos?

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de las bases de datos estuvo financiada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), a través del Centro de Ecología (UNAM), mediante el proyecto *Escalas y Diversidad de Mamíferos de México*.

El enorme trabajo realizado para la revisión de literatura y la elaboración de las bases de datos se logró gracias al esfuerzo conjunto con Astrid Frisch, Pilar Rodríguez y Karina Santos del Prado, bajo la dirección del Dr. Héctor T. Arita. Quiero agradecerle a Héctor Arita su eterna paciencia y el interés en mi formación dentro de la investigación científica, más allá de la elaboración de una tesis de licenciatura.

Quiero agradecer también a los sinodales: Alejandro Velázquez, Oscar Sánchez, Gerardo Ceballos y Pilar Rodríguez, por la revisión, las sugerencias y contribuciones que enriquecieron enormemente este trabajo, así como a toda la gente que revisó el manuscrito y ayudó a mejorarlo.

Finalmente quiero hacer un agradecimiento especial a la Universidad Nacional Autónoma de México, por una formación gratuita y un sinnúmero de oportunidades y al Centro de Ecología, particularmente al Laboratorio de Ecología de Mamíferos, por el enorme apoyo logístico.

Figura 1. Distribución de frecuencias de las especies de mamíferos de México en categorías de masa corporal. Las categorías fueron creadas utilizando el logaritmo base 2 de la masa promedio.

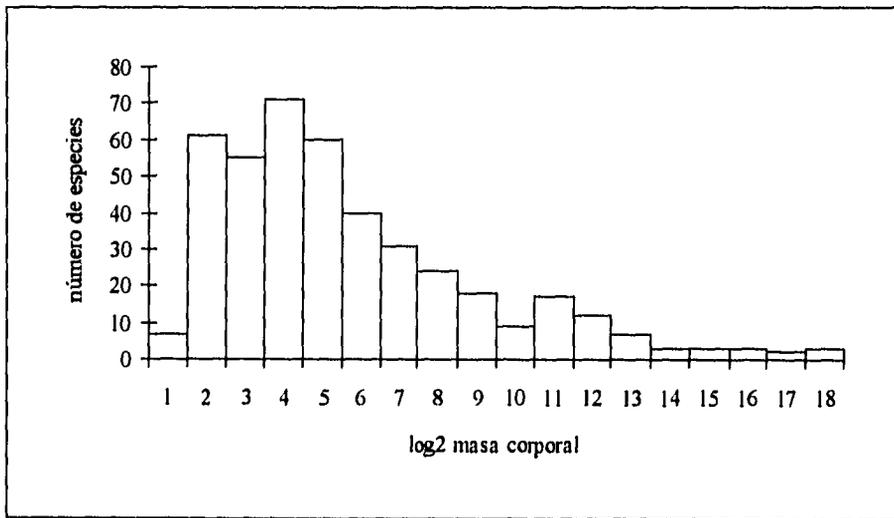


Figura 2. Distribución de frecuencias de los mamíferos terrestres de México en categorías de masa corporal. Las categorías fueron creadas utilizando el logaritmo base 2 de la masa promedio.

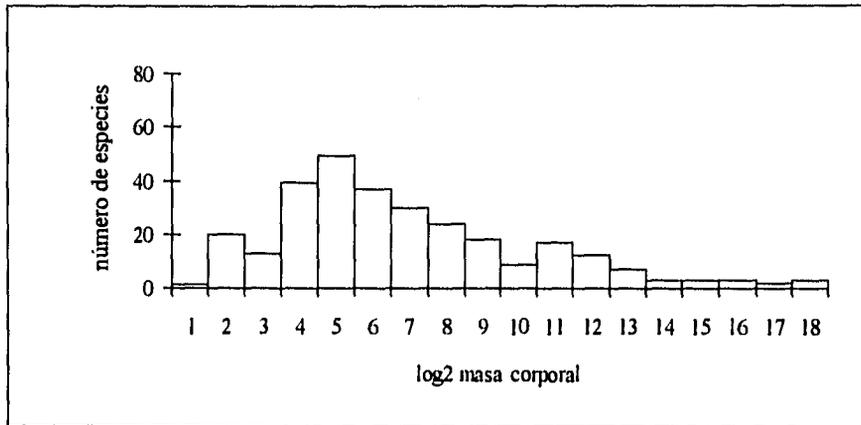
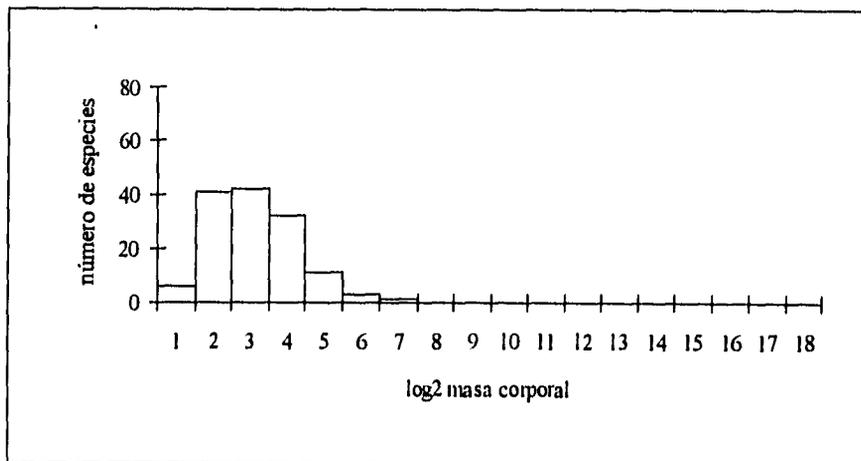


Figura.3. Distribución de frecuencias de los mamíferos voladores de México en categorías de masa corporal. Las categorías fueron creadas utilizando el logaritmo base 2 de la masa promedio.



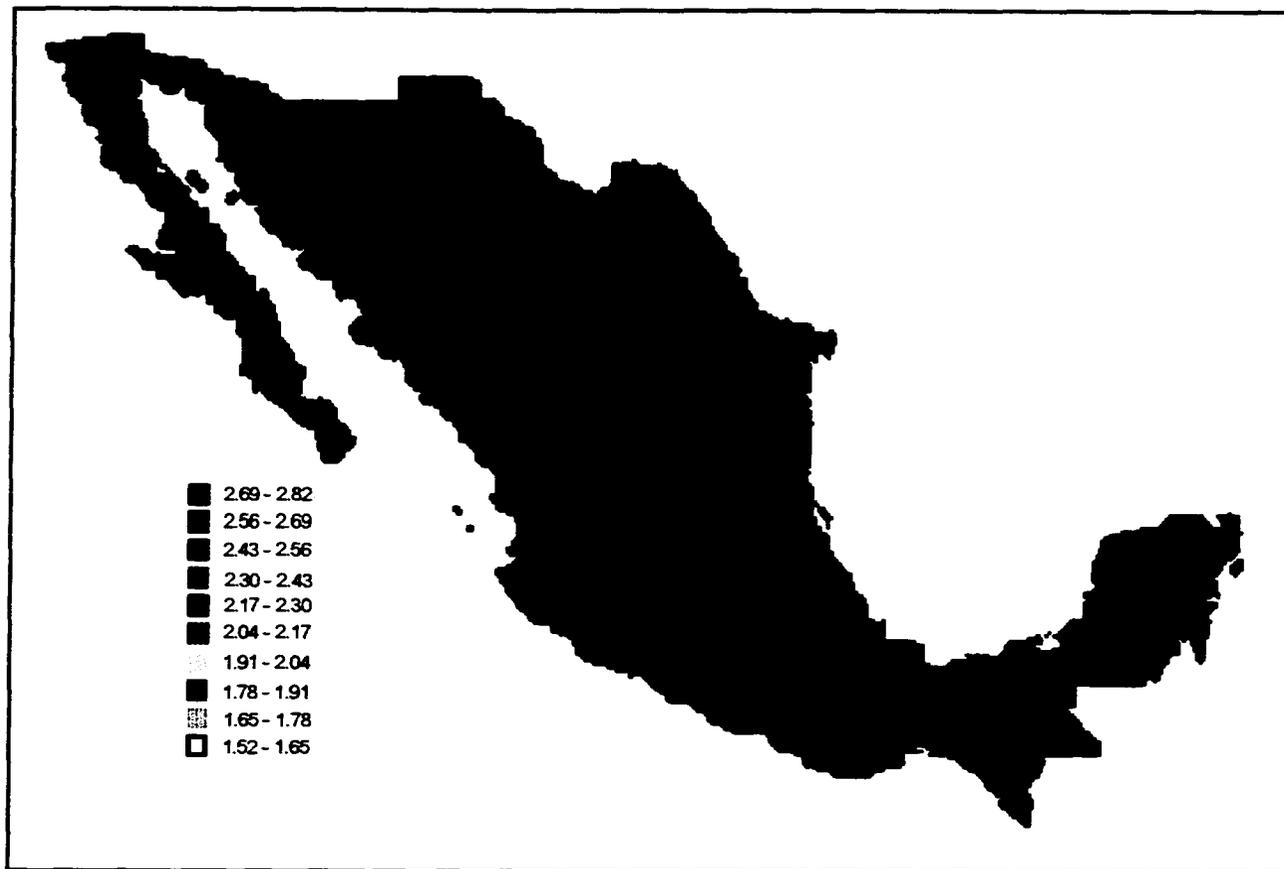


Figura 4. Distribución geográfica de los valores de diversidad de masas para mamíferos terrestres de México.

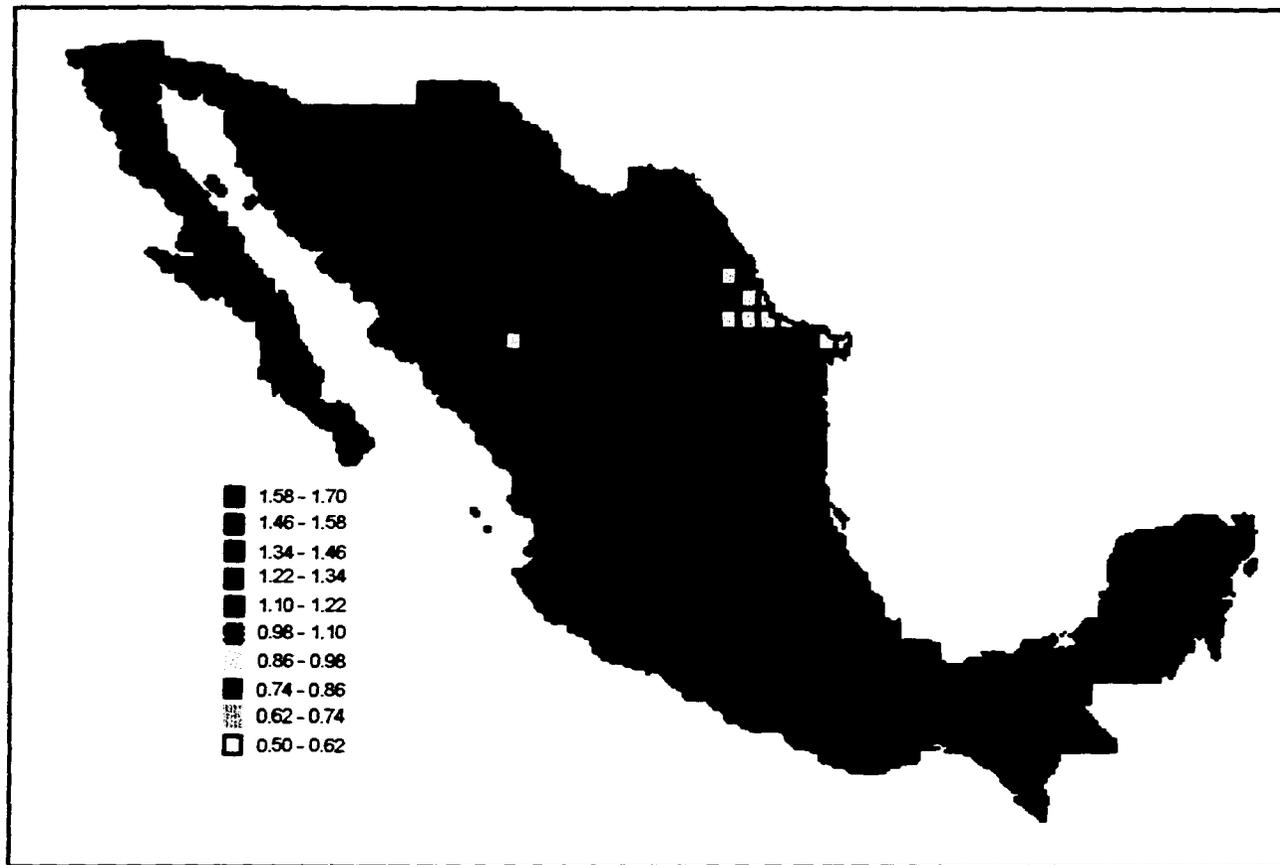


Figura 5. Distribución geográfica de los valores de diversidad de masas para mamíferos voladores de México.

Figura 6. Distribución de frecuencias de los valores de diversidad de masas corporales de mamíferos terrestres en México. Se representa el número de cuadros (de 0.5 grados) en los que fué dividido el país, distribuidos en categorías de diversidad de masas. Los valores de diversidad de masas representan el límite superior para cada categoría.

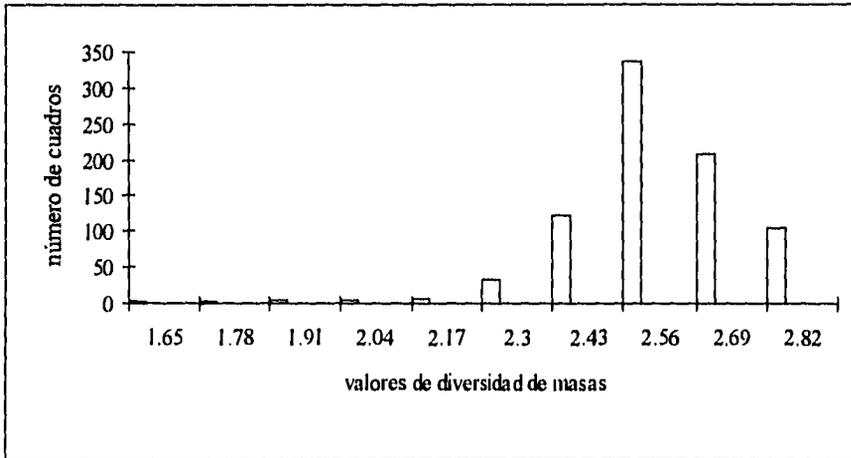
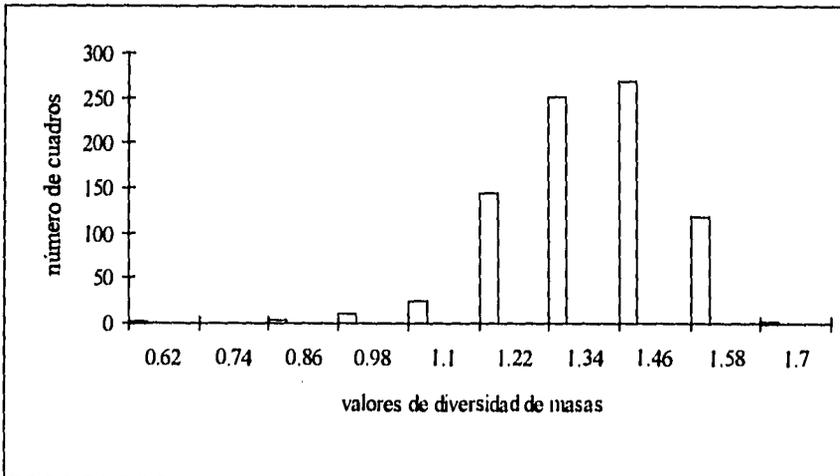


Figura 7. Distribución de frecuencias de los valores de diversidad de masas corporales de mamíferos voladores en México. Se representa el número de cuadros (de 0.5 grados) en los que fué dividido el país, distribuidos en categorías de diversidad de masas. Los valores de diversidad de masas representan el límite superior para cada categoría.



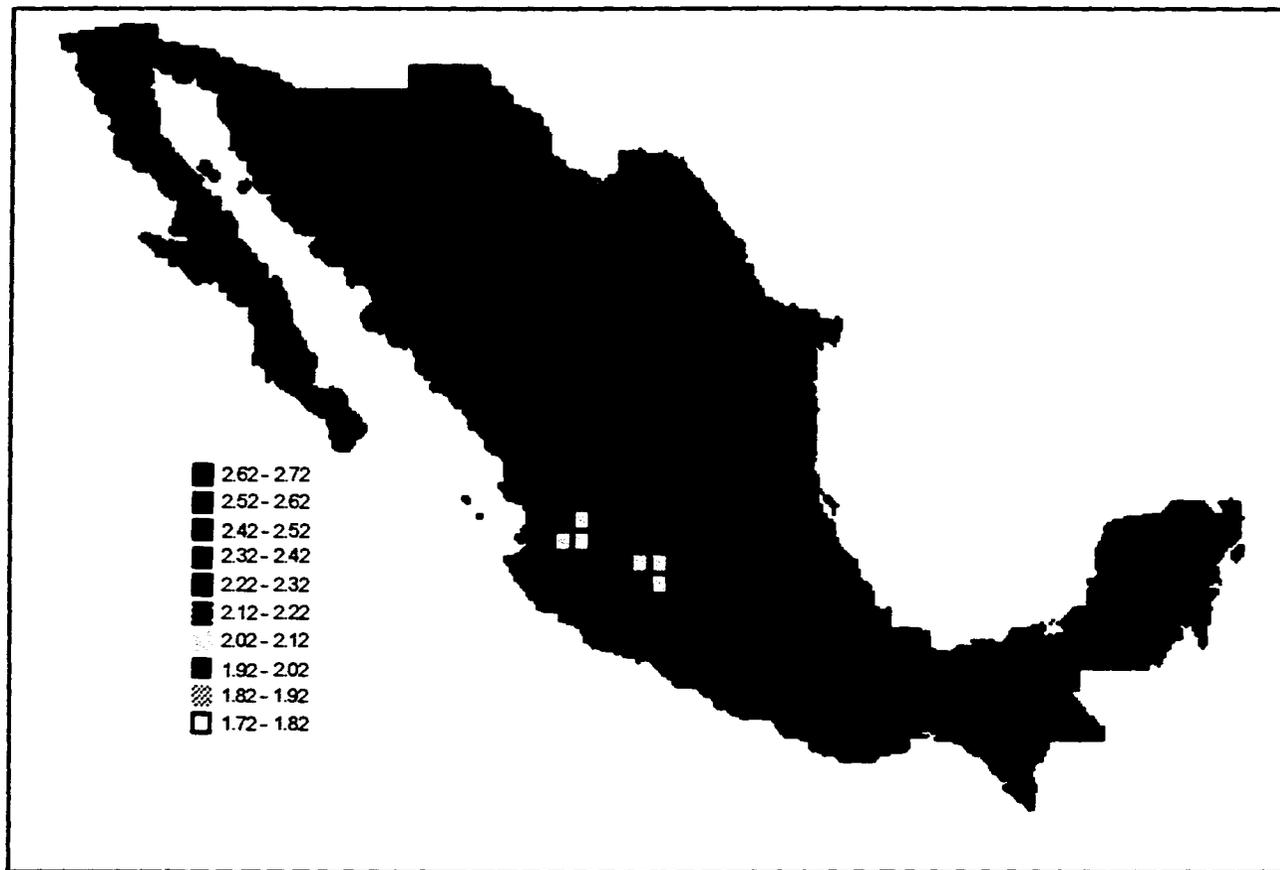


Figura 8. Distribución geográfica de los valores de diversidad de masas para todos los mamíferos de México.

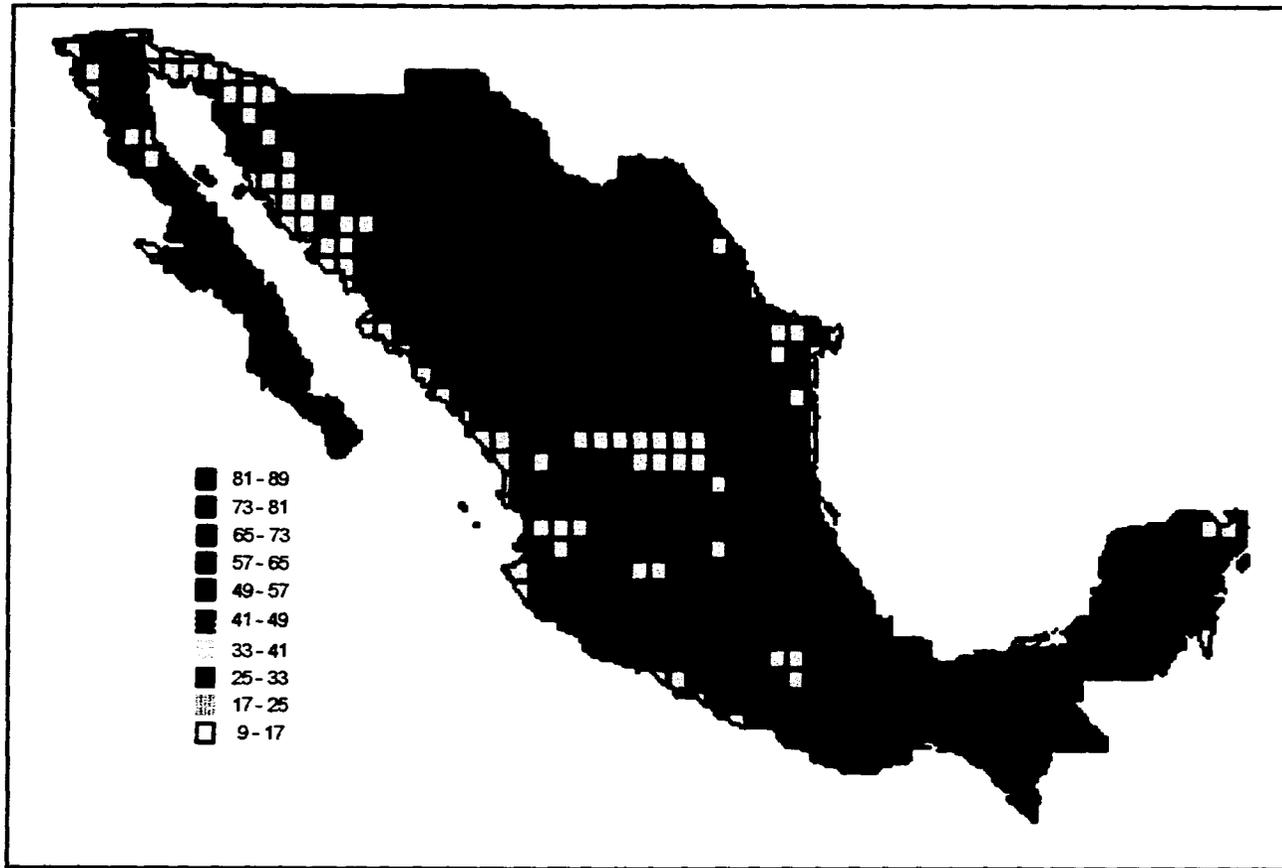


Figura 9. Distribución geográfica de los valores de riqueza de especies para mamíferos terrestres de México.

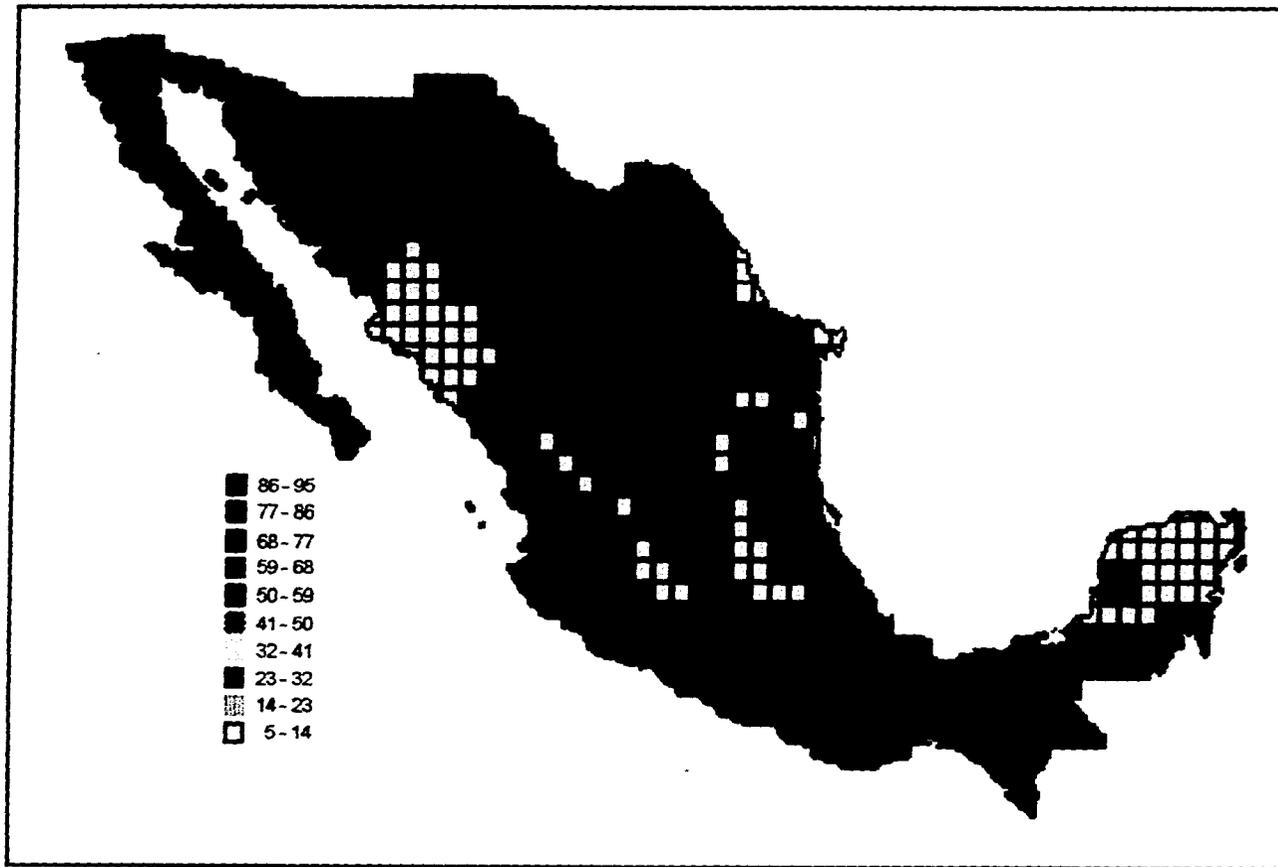


Figura 10. Distribución geográfica de los valores de riqueza de especies para mamíferos voladores de México.

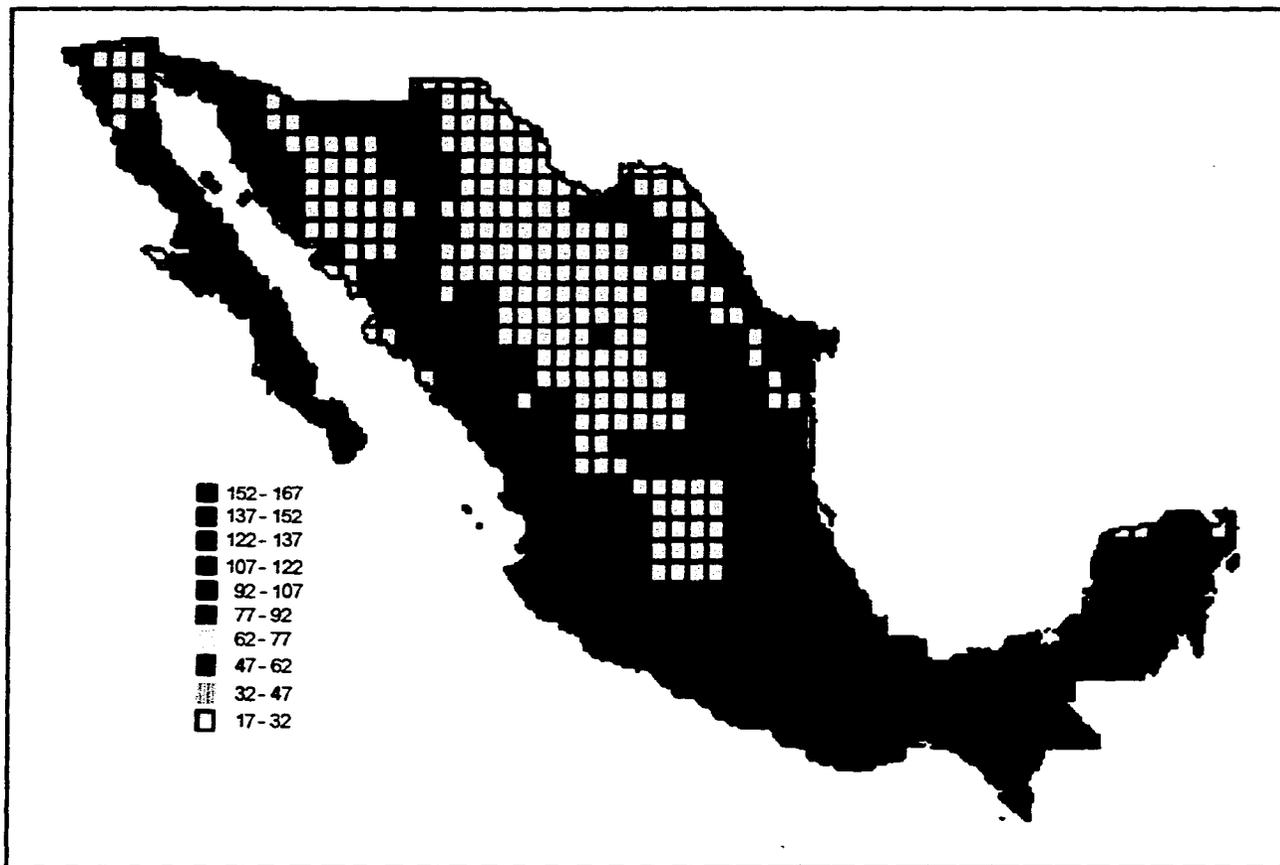


Figura 11. Distribución geográfica de los valores de riqueza de especies para todos los mamíferos de México.

LITERATURA CITADA

- Abramski, Z. y M. L. Rosenzweig. 1984. Tilman's predicted productivity-diversity relationship shown by desert rodents. *Nature*, 309:150-151.
- Andersen, R., E. Fuentes, M. Gadgil, T. Lovejoy, H. Mooney, D. Ojima, B. Woodmansee. 1991. Biodiversity from community to ecosystem. Pp. 73-82, in *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. Report of a IUBS-SCOPE-UNESCO workshop* (O. T. Solbrig, ed.). IUBS. Harvard Forest, Petersham, Cambridge, E. U. A. 123 pp.
- Arita, H. T. 1993a. Rarity in Neotropical bats: correlations with phylogeny, diet, and body mass. *Ecological Applications*, 3:506-517.
- Arita, H. T. 1993b. Riqueza de especies de la mastofauna de México. Pp. 109-128, in *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (R. A. Medellín y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología. México, 464 pp.
- Arita, H. T. y G. Ceballos. MS. The mammals of Mexico, distribution and conservation status. *Occasional Papers of the Museum, Texas Tech University*.
- Arita, H. T. y L. L. Paniagua. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias*, número especial 7:13-22.
- Arita, H. T., J. G. Robinson y K. H. Redford. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4:181-192.
- Atkinson, I. 1989. Introduced animals and extinctions. Pp. 54-75, in *Conservation for the Twenty-first century* (D. Western y M. Pearl, eds.). Oxford University Press, Nueva York, E. U. A., 365 pp.
- Barbault, R., R. K. Colwell, B. Dias, D. L. Hawksworth, M. Huston, P. Laserre, D. Stone y T. Younés. 1991. Conceptual framework and research issues for species diversity at the community level. Pp. 37-71, in *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. Report of a IUBS-SCOPE-UNESCO workshop* (O. T. Solbrig, ed.). IUBS. Harvard Forest, Petersham, Cambridge, E. U. A., 123 pp.
- Blackburn, T. M., P. H. Harvey y M. D. Pagel. 1990. Species number, population density and body size relationships in natural communities. *Journal of Animal Ecology*, 59:335-345.
- Blueweiss, L. H. Fox, V. Kuzma, D. Nakashima, R. Peters y S. Sams. 1987. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia* (Berlin), 37:257-272.
- Boccklen, W. J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography*, 13:59-68.
- Bonner, J. T. 1975. Demographic strategies in animal populations. A regression analysis. Pp. 19-40, in *Tropical Ecological Systems: Trends in terrestrial and aquatic research* (F. B. Golley y E. Medina, eds.). Springer, Nueva York, E. U. A.,

- Brooks, D. R. y D. A. McLennan. 1993. Historical ecology: examining phylogenetic components of community evolution. Pp. 267-280, in *Species Diversity in Ecological Communities*. (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414pp.
- Brown, J. H. 1973. Species diversity of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. *Ecology*, 54:775-787.
- Brown, J. H. 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity. *American Zoology*, 21:877-888.
- Brown, J. H. 1988. Species diversity. Pp. 57-89, in *Analytical Biogeography, an integrated approach to the study of animal and plant distributions* (A. A. Myers y P. S. Giller, eds.). Chapman and Hall, Londres, 578pp.
- Brown, J. H. y A. C. Gibson. 1983. *Biogeography*. C. V. Mosby, St. Louis, Missouri., E. U. A., 643 pp.
- Brown, J. H., P. A. Marquet y M. L. Taper. 1993. Evolution of body size: consequences of an energetic definition of fitness. *The American Naturalist*, 142(4):573-584.
- Brown, J. H. y B. A. Maurer. 1987. Evolution of species assemblages: effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of the North American avifauna. *American Naturalist*, 130:1-17.
- Brown, J. H. y B. A. Maurer. 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, 243:1145-1150.
- Brown, J. H. y P. F. Nicoletto. 1991. Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. *The American Naturalist*, 138:1478-1512.
- Calder, W. A. III. 1983. Ecological scaling: mammals and birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 14:213-230.
- Carabias, J. L. 1988. Deterioro ambiental en México. *Ciencias*, 13:13-19.
- Carabias, J. L. 1990. Las políticas de producción agrícola, la cuestión alimentaria y el medio ambiente. Pp. 329-356, in *Medio ambiente y desarrollo en México*. (E. Leff, coord.). Vol. I. Porrúa-UNAM, México.
- Carabias, J., E. Provencio y C. Toledo. 1994. Manejo de recursos naturales y pobreza rural. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, 138 pp.
- Cervantes, F. A., A. A. Castro-Campillo y J. Ramirez-Pulido. en prensa. Lista de especies de los mamíferos de México.
- Ceballos, G. 1993. Especies en peligro de extinción. *Ciencias*, número especial 7:5-10.
- Ceballos, G. y D. Navarro. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. Pp. 167-198, in *Topics in Latin American mammalogy: History, biodiversity and conservation* (M. A. Mares y D. J. Schmidly, eds.). Oklahoma University Press, Norman, Oklahoma, E. U. A., 468pp.
- Ceballos, G. y P. Rodríguez. 1993. Diversidad y conservación de los mamíferos de México: II. Patrones de endemidad. Pp. 87-108, in *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (R. A. Medellín y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, México, 464pp.

- Clutton-Brock, T. H. y P. H. Harvey. 1977. Species differences in feeding and ranging behavior in primates. Pp 557-584, in *Primate Ecology* (T. H. Clutton-Brock, ed.). Academic Press, Nueva York, E. U. A.,
- Cole, F. R., D. M. Reeder y D. E. Wilson. 1994. A synopsis of distribution patterns and the conservation of mammal species. *The Journal of Mammalogy*, 75: 266-276.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in neotropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310.
- Cornell, H. V. 1993. Unsaturated patterns in species assemblages: the role of regional processes in setting local species richness. Pp. 243-252, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414pp.
- Cousins, S.H. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology and Evolution*, 6: 190-192.
- Crozier, R. H. 1992. Genetic diversity and the agony of choice. *Biological Conservation*, 61:11-15.
- Danuth, J. 1981. Population density and body size in mammals. *Nature*, 290:699-700.
- Davidson, D. W. 1977. Species diversity and community organization in desert seed-eating ants. *Ecology*, 58:525-537.
- Dial, K. P. y J. M. Marzluff. 1988. Are the smallest organisms the most diverse? *Ecology*, 69: 1620-1624.
- Diamond, M. J. 1984. Historic extinctions: a rosetta stone for understanding prehistoric extinctions. in *Quaternary extinctions: a prehistoric revolution* (P. S. Martin y R. G. Klein, eds.). University of Arizona Press, Tucson, E. U. A.,
- Dickman, C. R. 1988. Body size, prey size, and community structure in insectivorous mammals. *Ecology*, 69:569-580.
- DuToit, J. T. y N. Owen-Smith. 1989. Body size, population metabolism, and habitat specialization among large African herbivores. *American Naturalist*, 133:737-740.
- Dobzhanski, T. 1950. Evolution in the tropics. *American Scientist*, 38:209-221.
- Ehrlich, A. H., y P. R. Ehrlich. 1992. Causes and consequences of the disappearance of biodiversity. Pp. 43-56, in *México ante los retos de la biodiversidad* (J. Sarukhán y R. Dirzo, comp.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 333pp.
- Ehrlich, P. R. 1988. The loss of biodiversity. Causes and consequences. Pp. 21-27, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 384 pp.
- Ehrlich, P. R. y A. H. Ehrlich. 1981. *Extinctions: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House. Nueva York, E. U. A., 305 pp.
- Eisenberg, J. E. 1981. *The mammalian radiations*. The University of Chicago Press. Chicago, E. U. A., 610 pp.
- Eisenberg, J. F. y R. W. Thorington, Jr. 1973. A preliminar analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5:150-161.
- Elgar, M. A. y P. H. Harvey. 1987. Basal metabolic rates in mammals: allometry, phylogeny and ecology. *Functional Ecology*, 1:25-36.

- Erwin, T. L. 1988. The tropical forest canopy. The heart of biotic diversity. Pp. 123-129, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 521 pp.
- Erwin, T. L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science*, 253:750-752.
- Fa, J. E. y L. M. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. Pp. 319-361, in *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (T. P. Rammamoorthy, J. E. Fa, R. Bye y A. Lot, eds.). Oxford University Press, E. U. A., 812pp.
- Farrell, B. D. y C. Mitter. 1993. Phylogenetic determinants of insect/plant community diversity. Pp. 253-266, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.
- Findley, J. S. 1993. Bats. A community perspective. *Cambridge Studies in Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, Massachusetts, E. U. A., 167 pp.
- Findley, J. S. y H. Black. 1983. Morphological and dietary structuring of a Zambian insectivorous bat community. *Ecology*, 64:625-630.
- Findley, J. S. y D. E. Wilson. 1982. Ecological significance of chiropteran morphology. Pp. 243-260 in *Ecology of bats* (T. H. Kunz, ed.). Plenum Publishing Corporation. E. U. A.
- Findley, J. S., E. H. Studier y D. E. Wilson. 1972. Morphological properties of bat wings. *Journal of Mammalogy*, 60: 166-173.
- Fleming, T. H. 1973. Numbers of mammalian species in North and Central American forest communities. *Ecology*, 54:555-563.
- Flores-V., O. y P. Gerez F. 1989. Patrimonio vivo de México: un diagnóstico de la diversidad biológica. Conservación Internacional, México, 51 pp.
- Gilpin, M. E. y M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp. 19-34, in *Conservation Biology, the science of scarcity and diversity* (M. E. Soulé, ed.). Sinauer. Sunderland, Massachusetts, E. U. A., 584 pp.
- Graham, G. L. 1983. Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of Mammalogy*, 64,559-571.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science*, 165:131-137.
- Haffer, J. y B. B. Simpson. 1978. Speciation patterns in the amazonian forest biota. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 9: 497-518.
- Halfter, G. 1992. Areas naturales protegidas en México: una perspectiva. Pp. 269-281, in *México ante los retos de la biodiversidad* (J. Sarukhán y R. Dirzo, comp.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 333 pp.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Second edition. John Wiley and sons, Nueva York, E. U. A., 1: 1-600+20, 2: 601-1181+20.
- Harestad, A. S. y F. L. Bunnell. 1979. Home range and body weight-a reevaluation. *Ecology*, 60:389-402.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 113:81-101.

- Iltis, H. H. 1988. Serendipity and the exploration of the diversity, What good are weedy tomatoes? Pp. 98-105, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 521 pp.
- Jablonski, D. 1991. Extinctions: A paleontological perspective. *Science*, 253:754-757.
- Kamaljit, B., B. Schaal, O. T. Solbrig, S. Stearns, A. Templeton, G. Vida. 1991. Biodiversity from the gene to the species. Pp. 15-36, in *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. Report of a IUBS-SCOPE-UNESCO workshop* (O. T. Solbrig, ed.). IUBS, Harvard Forest, Petersham, Cambridge, Massachusetts, E. U. A., 123pp.
- Kattan, G. H. 1992. Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, 6:64-70.
- Kershaw, M., G. M. Mace y P. H. Williams. 1994. Threatened status, rarity and diversity as alternative selection measures for protected areas: a test using Afrotropical antelopes. *Conservation Biology*, 9:324-334.
- Lantham, R. E. y R. E. Ricklefs. 1993. Continental comparisons of temperate-zone tree species diversity. Pp. 294- 314, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.
- Lawlor, T. E. 1973. Aerodynamic characteristics of some neotropical bats. *Journal of Mammalogy*, 54: 71-78.
- Lawton, J. H., T. M. Lewinsohn y S. G. Compton. 1993. Patterns of diversity for the insect herbivores on bracken. Pp. 178-184, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.
- Linstedt, S. L., B. J. Miller y S. W. Buskirk. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*, 67:413-418.
- Mares, M. A. 1986. Conservation in South America: problems, consequences, and solutions. *Science*, 233:734-739.
- Mares, M. A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science*, 255:976-979.
- May, R. M. 1978. The dynamics and diversity of insect faunas. Pp: 188-204, in *Diversity of insect faunas* (L. A. Mound y N. Waloff, eds.). Blackwell Scientific, Nueva York, E. U. A.,
- May, R. M. 1988. How many species are there on earth? *Science*, 241:1441-1449.
- May, R. M. 1990. Taxonomy as destiny. *Nature*, 347:129-130.
- McArthur, R. H. 1972. *Geographical ecology, patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey, E. U. A., 269 pp.
- McArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17:373-387.
- McArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey, E. U. A., 203 pp.

- McCoy, E. D. y E. F. Connor. 1980. Latitudinal gradients in the species diversity of North American mammals. *Evolution*, 34:193-203.
- McKenzie, N. L. y J. K. Rolfe. 1986. Structure of bat guilds in the Kimberly mangroves, Australia. *Journal of Animal Ecology*, 55:401-420.
- McKenzie, N. L. y A. N. Start. 1989. Structure of bat guilds in mangroves: environmental disturbances and determinism. Pp 243-260, in *Patterns in the structure of mammalian communities* (D. Morris, Z. Abramski, B. J. Fox y M. R. Willings, eds.). Special Publications, The Museum, Texas Tech University, 28:1-266.
- McLaughlin, J. F. y J. Roughgarden. 1993. Species interactions in space. Pp. 89-98, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.
- McNab, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*, 97:133-140.
- McNab, B. K. 1980. Food habits, energetics, and the population biology of mammals. *The American Naturalist*, 116:106-124.
- McNab, B. K. 1988. Complications inherent in scaling the basal rate of metabolism in mammals. *The Quarterly review of biology*, 63.
- McNab, B. K. 1992. A statistical analysis of mammalian rates of metabolism. *Functional Ecology*, 6:672-679.
- Menge, B. A. y J. P. Sutherland. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *American Naturalist*, 110:351-369.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case study from Brazil and Madagascar and the importance of megadiversity countries. Pp. 145-154, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 521 pp.
- Mittermeier, R. A. y C. G. de Mittermeier. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. Pp. 63-73, in *México ante los retos de la biodiversidad* (J. Sarukhán y R. Dirzo, comp.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 333 pp.
- Myers, N. 1988. Tropical forests and their species. Going, going...? Pp. 28-35, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 521 pp.
- Navarro-S., A. G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *The Condor*. 94:29-39.
- Nilsson, S. G., J. Bengtsson y S. As. 1988. Habitat diversity or area per-se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *Journal of Animal Ecology*, 57:685-704.
- Noss, R. F. 1983. A regional approach to maintain diversity. *Bioscience*, 33:700-706.
- Owen, J. G. 1988. On productivity as a predictor of rodent and carnivore diversity. *Ecology*, 69:1161-1165.

- Owen, J. G. 1990. Patterns of mammalian species richness in relation to temperature, productivity and variance in elevation. *Journal of mammalogy*, 71:1-13.
- Pagel, M. D., R. M. May y A. R. Collie. 1991. Ecological aspects of the geographical distribution and diversity of mammalian species. *American Naturalist*, 137:791-815.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100:65-75.
- Peters, R. H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts. E. U. A., 329 pp.
- Peters, R. H. y J. V. Raelson. 1984. Relations between individual size and mammalian population density. *The American Naturalist*, 124:498-517.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist*, 100:33-46.
- Pianka, E. R. 1970. On r- and k- selection. *The American Naturalist*, 104:592-597.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley and sons, Nueva York, E. U. A., 159 pp.
- Presley, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vané-Wright y P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*.
- Ramírez-Pulido, J. y C. Müdespacher. 1987. Estado actual y perspectivas del conocimiento de los mamíferos de México. *Ciencia*, 38:49-67.
- Rammamoorthy, T. P., J. E. Fa, R. Bye t A. Lot (eds.). 1993. *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. Oxford University Press, E. U. A. 812pp.
- Ranjit, D. R. J., M. Gedge, N. D. Joshi, M. Gadgil. 1991. Assigning consevation value: a case study from India. *Conservation Biology*, 5:464-475.
- Raup, M. D. 1986. Biological extinctions in earth history. *Science*, 231:1528-1533.
- Reid, W. V. 1992. Capturing economic benefits from biodiversity. Pp. 125-131, in *México ante los retos de la biodiversidad* (J. Sarukhán y R. Dirzo, comp.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 333 pp.
- Ricklefs, E. R. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 236:167-171.
- Robinson, J. G. y K. H. Redford. 1986. Body size, diet and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128:665-680.
- Rosenzweig, M. L. 1992. Species diversity gradients: we know more or less than we thought. *Journal of Mammalogy*, 73(4):715-730.
- Rosenzweig, M. L. y Z. Abranski. 1993. How are diversity and productivity related? Pp. 52-65, in *Species Diversity in Ecological Commuunities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago. E. U. A., 414 pp.
- Saether, B. E. y B. Jonnson. 1991. Conservation biology faces reality. *Trends in Ecology and Evolution*, 6:37-38.

- Schluter, D. y R. E. Ricklefs. 1993. Convergence and the regional component of species diversity. Pp. 230-240, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.
- Schmidt-Nielsen, K. 1984. *Scaling. Why is animal size so important?* Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts, E. U. A., 241 pp.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación*, 438 (1):2-60, mayo 16, 1997.
- Simpson, G. G. 1964. Species diversity of North American Recent mammals. *Systematic Zoology*, 13:57-73.
- Smith, F. A., B. T. Bestelmeyer, J. Biardi y M. Strong. 1993. Anthropogenic extinction of the endemic woodrat, *Neotoma bunkerj* Burt. *Biodiversity Letters*, 1: 149-155.
- Soulé M. E. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science*, 253:744-750.
- Soulé, M. E. 1992. Conservation biology today: the most pressing questions. Pp. 57-62, in *México ante los retos de la biodiversidad* (J. Sarukhán y R. Dirzo, comps.). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México, 333 pp.
- Stanley, S. M. 1973. An explanation for Copes rule. *Evolution*, 27:1-26.
- Stanley, S. M. 1979. *Macroevolution: Pattern and process*. W. H. Freeman, San Francisco, California, E. U. A.,
- Stanley, S. M. 1984. Extinctions as a part of the evolutionary process: a paleontological perspective. Pp. 31-46, in *Extinctions* (Nitecki, M. H., ed.). University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 394 pp.
- Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradients in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist*, 133:240-256.
- Sugihara, G. 1989. How do species divide resources? *American Naturalist*, 133:458-463.
- Swihart, R. K., N. A. Slade y B. J. Bergstrom. 1988. Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology*, 69:393-399.
- Taylor, C. R., K. Schmidt-Nielsen y J. L. Raab. 1970. Scaling of energetic cost of running to body size in mammals. *American Journal of Physiology*, 219:1104-1107.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology*, 58:1007-1019.
- Terborgh, J. y B. Winter. 1980. Some causes of extinction. Pp. 119-134, in *Conservation Biology* (M. E. Soulé y B. A. Wilcox, eds.). Sinauer, Sunderland, Massachusetts, E. U. A., 395 pp.
- Terborgh, J. y V. Winter. 1983. A method for siting parks and reserves with special references to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation*, 27:45-58.
- Thrupp, L. A. 1993. La legitimación del conocimiento local: de la marginación al fortalecimiento de los pueblos del tercer mundo. Pp. 89-122, in *Cultura y manejo de recursos naturales no renovables* (E. Leff y J. Carabias, coords.). Porrúa, México.

- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey, E. U. A., 296 pp.
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo*, 8:7-16.
- Toledo, V. M. 1994. La diversidad biológica de México. Nuevos retos para la investigación en los noventas. *Ciencias*, 34: 43-59.
- Toledo, V., J. Carabias, C. Toledo y A. González-Pacheco. 1992. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Fundación Universo Veintiuno, México.
- Vane-Wright, R. L., C. J. Humphries y P. H. Williams. 1991. What to protect?-Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55:235-254.
- VanValen, J. 1973. Pattern and balance of nature. *Evolutionary Theory*, 1:31-40.
- Vrba, E. S. 1992. Mammals as a key to evolutionary theory. *Journal of Mammalogy*, 73(1):1-28.
- Wilson, D. E. y D. A. Reeder (eds.). 1993. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., E. U. A., 1206 pp.
- Wilson, E. O. 1988. The current state of biological diversity. Pp. 3-18, in *Biodiversity* (E. O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, D. C., E. U. A., 521 pp.
- Wilson, J. W. III. 1974. Analytical zoogeography of North American mammals. *Evolution*, 28:124-140.
- Wright, D. H. 1983. Species-energy theory: an extension of the species-area theory. *Oikos*, 41:496-506.
- Yodzis, P. 1993. Environment and trophodiversity. Pp. 26-38, in *Species Diversity in Ecological Communities* (R. E. Ricklefs y D. Schluter, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 414 pp.

Anexo 1. Literatura utilizada para los cambios taxonómicos y nuevos registros de las especies de mamíferos de México, a partir de la publicación de Hall (1981) hasta finales de 1993.

- Alvarez-C., T. y T. Alvarez. 1991. Los murciélagos de México. Instituto Politécnico Nacional, México. 64 pp.
- Alvarez-C., T. y T. Alvarez. 1991. Los murciélagos de Chiapas. Instituto Politecnico Nacional, México. 211 pp.
- Alvarez, T. y O. Polaco. 1984. Estudio de los mamíferos capturados en la Michilía, sureste de Durango, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 28:99-148.
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones, Jr. 1972. *Megasorex gigas*. *Mammalian Species*, 16:1-2.
- Audet, D., M. D. Engstrom y M. B. Fenton. 1993. Morphology, Karyology, and echolocation calls of *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae) from the Yucatan Peninsula. *Journal of Mammalogy*, 74:498-502.
- Baker, R. J. 1984. A sympatric cryptic species of mammal: A new species of *Rhogeessa* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Systematic Zoology*, 33:178-183.
- Baker, R. J., R. K. Barnett e I. F. Greenbaum. 1979. Chromosomal evolution in grasshopper mice (*Onychomys*, Cricetidae). *Journal of Mammalogy*, 60:297-306.
- Baker, R. J. y C. L. Clark. 1987. *Uroderma bilobatum*. *Mammalian Species*, 279:1-4.
- Baker, R. J., C. G. Dunn y K. Nelson. 1988. Electrophoretic study on the relationships of four species of *Phyllostomus* and *Phylloderma*. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 125:1-14.
- Baker, R. J., J. C. Patton., H. H. Genoways y J. W. Bickham. 1988. Genic studies of *Lasiurus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University*, 117:1-15.
- Baumgardner, G. D. y D. J. Schmidly. 1981. Systematics of the southern races of two species of Kangaroo rats (*Dipodomys compactus* and *D. ordii*). *Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University*, 73:1-27.
- Benson, D. L. y F. R. Gehlbach. 1979. Ecological and taxonomic notes on the rice rat (*Oryzomys couesi*) in Texas. *Journal of Mammalogy*, 60:225-228.
- Best, T. L. 1978. Variation in kangaroo rats (genus *Dipodomys*) of the *heermanni* group in Baja California, México. *Journal of Mammalogy*, 59:160-175.
- Best, T. L. y M. L. Kennedy. 1984. The broad-tailed bat (*Tadarida laticaudata*) in Colima, México. *The Southwestern Naturalist*, 29:360-361.
- Bradley, R. D. y D. J. Schmidly. 1987. The glands penis and bacula in Latin American taxa of the *Peromyscus boylii* group. *Journal of Mammalogy*, 68: 595-616.
- Callahan, J. R. 1977. Diagnosis of *Eutamias obscurus* (Rodentia: Sciuridae). *Journal of Mammalogy*, 58:188-201.
- Callahan, J. R. 1980. Taxonomic status of *Eutamias bulleri*. *The Southwestern Naturalist*, 25:1-8.

- Carleton, M. D. 1977. Interrelationships of populations of the *Peromyscus boylii* species group (Rodentia, Muridae) in Western Mexico. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan, 675:1-47.
- Carleton, M. D. 1979. Taxonomic status and relationships of *Peromyscus boylii* from El Salvador. *Journal of Mammalogy*, 60:280-296.
- Carleton, M. D. 1980. Phylogenetic relationships in neotomine-peromyscine rodents (Muroidea) and a reappraisal of the dichotomy within New World Cricetinae. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan, 157: VII + 146.
- Carleton, M. D. 1989. Systematics and Evolution. Pp. 7-14, in *Advances in the study of Peromyscus (Rodentia)* (G. L. Kirkland y J. N. Layne, eds.). Texas Tech University Press, Lubbock, 367pp.
- Cuarón, A. D., I. J. March y P. M. Rockstroh. 1989. A second armadillo (*Cabassous centralis*) for the fauna of Guatemala and México. *Journal of Mammalogy*, 70:870-871.
- Czaplewski, N. J. 1983. *Idionycteris phyllotis*. *Mammalian Species*, 208:1-4.
- Davidow, H. B. R., J. K. Jones Jr., y R. R. Hollander. 1989. *Cratogeomys castanops*. *Mammalian species*, 338:1-6.
- Davis, B. L. y R. J. Baker. 1974. Morphometrics, evolution and cytotaxonomy of mainland bats of the genus *Macrotus* (Chiroptera: Phyllostomatidae). *Systematic Zoology*, 23:26-39.
- Davis, W. B. 1984. Review of the large fruit-eating bats of the *Artibeus "lituratus"* complex (Chiroptera: Phyllostomidae) in Middle America. In: Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University, 70:1-5.
- Decker, D. M. 1991. Systematics of the coatis, genus *Nasua* (Mammalia: Procyonidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 104:370-386.
- Dolan, P. G. 1989. Systematics of Middle American Mastif bats of the genus *Molossus*. *Special Publications, The Museum, Texas Tech University*, 29:1-71.
- Engstrom, M. D., T. E. Lee y D. E. Wilson. 1987. *Baerensdubiaquercus*. *Mammalian Species*, 282:1-3.
- Engstrom, M. D., O. Sanchez-H., y G. Urbano-V. 1992. Distribution, geographic variation, and systematic relationships within *Nelsonia* (Rodentia: Sigmodontinae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 105:867-881.
- Freeman, P. W. 1981. A multivariate study of the family Molossidae (Mammalia: Chiroptera): morphology, ecology, evolution. *Fieldiana, Zoology, New Series*, 7:1-173.
- Gardner, A. L. 1986. The taxonomic status of *Glossophaga morenoi* Martínez y Villa 1938 (Mammalia: Chiroptera: Phyllostomidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 99:489-492.
- Greenhall, A. M., G. Joermann, U. S. Schmidt y M. R. Seidel. 1983. *Desmodus rotundus*. *Mammalian Species*, 202:1-6.
- Groves, C. P. 1982. Cranial and dental characteristics in the systematics of Old World Felidae. *Carnivore*, 5:28-39.
- Hafner, J. C. y M. S. Hafner. 1983. Evolutionary relationships of heteromyid rodents. *Great Basin Naturalist, Memoirs*, 7:3-29.

- Haiduk, M. W., J. W. Bickham, y D. J. Schmidly. 1979. Karyotypes of six species of *Oryzomys* from Mexico and Central America. *Journal of Mammalogy*, 60:610-615.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. John Wiley and Sons. New York, 1:1-600+90,2: 601-1181+90.
- Hinesley, L. L. 1979. Systematics and distribution of two chromosome forms in the southern grasshopper mouse, genus *Onychomys*. *Journal of Mammalogy*, 60:117-128.
- Hollander, R. R. 1990. Biosystematics of the yellow-faced pocket gopher, *Cratogeomys castanops*, (Rodentia: Geomidae) of the United States. Special Publications, The Museum, Texas Tech University, 33:1-62.
- Hood, C. S., L. W. Robbins, R. J. Baker y H. S. Shellhammer. 1984. Chromosomal studies and evolutionary relationships of an endangered species, *Reithrodontomys raviventris*. *Journal of Mammalogy*, 65:655-677.
- Huekaby, D. G. 1980. Species limits in the *Peromyscus mexicanus* group (Mammalia:Rodentia:Muroidea). *Contributions in Science, Natural History Museum of Los Angeles County*, 326:1-24.
- Humphrey, S. R. y H. W. Setzer. 1989. Geographic variation and taxonomic revision of rice rats (*Oryzomys palustris* and *O. argentatus*) on the United States. *Journal of Mammalogy*, 70:557-570.
- International Commission on Zoological Nomenclature. 1957. Opinion 462. Addition to the Official List of Generic Names in Zoology of the generic name *Mormoops* Leach, 1820 (Class Mammalia) Opinions and declarations rendered by the International Commission on Zoological Nomenclature, 16:1-12.
- International Commission of Zoological Nomenclature. 1960. Opinion 581. Determination of the generic names for the fallow deer of Europe and the virginian deer of America (Class Mammalia). *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 17:267-275.
- Jones, Jr, J. K., J. Arroyo-Cabrales y R. D. Owen. 1988. Revised checklist of bats (Chiroptera) of México and Central America. *Occasional Papers, The Museum Texas Tech University*, 120:1-34.
- Junge, J. A. y R. S. Hoffmann. 1981. An annotated key to the long-tailed shrews (genus *Sorex*) of the U. S. and Canada, with notes on Middle American *Sorex*. *Occasional papers of the Museum of Natural History, University of Kansas, Lawrence*, 94:1-48.
- Kennedy, M. L., T. L. Best y M. J. Harvey. 1984. Bats of Colima, México. *Mammalia*, 48:397-408.
- Kratochvil, J. 1982. Karyotype und System der familie Felidae (Carnivora, Mammalia). *Folia Zoologica*, 31:289-304.
- Lee, T. E. Jr. y M. D. Engstrom. 1991. Genetic variation in the silky pocket mouse (*Pecognathus flavus*) in Texas and New Mexico. *Journal of Mammalogy*, 72:273-285.
- Levenson, H., R. S. Hoffmann, C. F. Nadler, L. Deutsch y S. D. Freeman. 1985. Systematics of the holartic chipmunks. *Journal of Mammalogy*, 66:219-242.

- Lindsay, S. L. 1981. Taxonomic and biogeographic relationships of Baja California Chickarees (*Tamiasciurus*). *Journal of Mammalogy*, 62:673-682.
- Medellín, R. A. 1988. Prey of *Chrotopteris auritus*, with notes on feeding behavior. *Journal of Mammalogy*, 69:841-844.
- Medellín, R. A., G. Cancino Z., A. Clemente M. y R. O. Guerrero V. 1992. Northworthy records of three mammals from México. *The Southwestern Naturalist*, 37:427-429.
- Medellín, R. A., G. Urbano-V., O. Sánchez-Herrera, G. Tellez-Girón y H. Arita W. 1986. Notas sobre murciélagos del este de Chiapas. *The Southwestern Naturalist* 31:532-535.
- Medellín, R. A., D. E. Wilson y D. Navarro L. 1985. *Micronycteris brachyotis*. *Mammalian Species*, 251:1-4.
- Modi, W. S. y M. R. Lee. 1984. Systematic implications of chromosomal banding analyses of populations of *Peromyscus truei* (Rodentia:Muridae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 97:716-723.
- Nowak, R. M. 1991. *Walker's mammals of the world*. 5th. ed. John Hopkins University Press, Baltimore, 1:1-642;2:643-1629.
- Owen, R. D. 1991. The systematic status of *Dermanura concolor* (Peters, 1865) (Chiroptera: Phyllostomidae), with description of a new genus. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 206:18-25.
- Polaco, O. J. y R. Muñiz-Martinez. 1987. Los murciélagos de la costa de Michoacán, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 31:63-89.
- Ramírez-Pulido, J., R. López-Wilchis, C. Müdspacher e I. E. Lira. 1983. Lista bibliográfica reciente de los mamíferos de México. UAM-Iztapalapa, México, 363 pp.
- Repenning, C. A. 1967. Subfamilies and genera of the Soricidae. *Geological Survey Professional Paper*, 565:1-74.
- Rogers, D. S. y D. J. Schmidly. 1982. Systematics of spiny pocket mice (genus *Heteromys*) of the *desmarestianus* species group from México and Northern Central America. *Journal of Mammalogy*, 63:375-386.
- Ryan, J. M. 1989. Comparative myology and phylogenetic systematics of the Heteromyidae (Mammalia, Rodentia). *Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan*, 176:1-103.
- Sanchez-H., C. y G. Gaviño de la Torre. 1988. Registro de tres especies de mamíferos para la región central y occidental de México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoológica*, 58:477-478.
- Schmidly, D. J., R. D. Bradley y P. S. Catto. 1988. Morphometric differentiation and taxonomy of the chromosomally characterized groups of *Peromyscus boylii* from East-Central Mexico. *Journal of Mammalogy*, 69:462-480.
- Schmidly, D. J. y F. S. Hendricks. 1984. Mammals of the San Carlos Mountains of Tamaulipas, México. Pp. 15-69 in *Contributions in Mammalogy in Honor of Robert L. Packard* (Martin, R. E. and B. R. Chapman, eds.). *Special Publications, The Museum, Texas Tech University*, 22:1-234.

- Schmidly, D. J., M. Raymond, W. Modi y E. G. Zimmerman. 1985. Systematics and notes on the biology of *Peromyscus hooperi*. Occasional papers, The Museum, Texas Tech University, 97:1-40.
- Sullivan, J. M., C. W. Kilpatrick, y P. D. Rennert. 1991. Biochemical systematics of the *Peromyscus boylii* species group. *Journal of Mammalogy*, 72:669-680.
- Urbano-V. G., O. Sanchez-H., G. Tellez-G. y R. A. Medellín L. 1987. Additional records of Mexican mammals. *The Southwestern Naturalist*, 52:134-137.
- Van Zyll de Jong, C. G. 1972. A systematic review of the Neartic and Neotropical river otters (genus *Lutra*, Mustelidae, Carnivora). *Royal Ontario Museum, Life Sciences, Contribution*, 80:1-104.
- Van Zyll de Jong, C. G. 1984. Taxonomic relationship of nearctic small-footed bats of the *Myotis leibii* group (Chiroptera: Vespertilionidae). *Canadian Journal of Zoology*, 62:2519-2526.
- Werbitsky, D. y C. W. Kilpatrick. 1987. Genetic variation and genetic differentiation among allopatric populations of *Megadontomys*. *Journal of Mammalogy*, 68:305-312.
- Webster, D. y J. K. Jones Jr. 1982. A new subspecies of *Glossophaga commissarisi* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Western Mexico. *Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University*, 76:1-6.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1984. *Glossophaga leachii*. *Mammalian Species*, 226:1-3.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1984. A new subspecies of *Glossophaga mexicana* (Chiroptera: Phyllostomidae) from Southern Mexico. *Occasional Papers, The Museum, Texas Tech University*, 91:1-5.
- Webster, W. D. y J. K. Jones, Jr. 1985. *Glossophaga mexicana*. *Mammalian Species*, 245:1-2.
- Willis, K. B., M. R. Willig y J. K. Jones, Jr. 1990. *Vampyroides caraccioli*. *Mammalian Species*, 359:1-4.
- Wilson, D. E., R. A. Medellín, D. V. Lanning y H. T. Arta W. 1985. Los murciélagos del noreste de México, con una lista de especies. *Acta Zoológica Mexicana*, (ns) 8:1-26.
- Wilson, D. E. y D. M. Reeder. 1993. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. Segunda ed. Smithsonian Institution Press, Washington, 1206 pp.
- Wright, D. B. 1989. Phylogenetic relationships of *Catagonus wagneri*: sister taxa from the Tertiary of North America. Pp 281-308, in *Advances in Neotropical Mammalogy* (K. H. Redford y J. F. Eisenberg, eds.). Sant Hill Crane Press, Gainesville, Florida, 554 pp.

Anexo2. Especies de mamíferos de México, masa corporal promedio, categoría de masa corporal correspondiente y literatura consultada para la obtención de valores.

ESPECIE	MASA (gr)	CATEGORÍA	REFERENCIA
<i>Caluromys derbianus</i>	275	8	Aranda y March, 1987; Bucher y Hofman, 1980
<i>Chironectes minimus</i>	325	8	Aranda y March, 1987
<i>Didelphis marsupialis</i>	2500	11	Gardner, 1982
<i>Didelphis virginiana</i>	2525	11	Ceballos y Galindo, 1984; McManus, 1974
<i>Marmosa canescens</i>	42	5	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Marmosa mexicana</i>	55	5	Aranda y March, 1987
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	300	8	Medellin, et al., 1992
<i>Philander opossum</i>	300	8	Aranda y March, 1987
<i>Cabassous centralis</i>	1972	10	Cuarón, et al., 1989
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	4100	12	Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986; Aranda y March, 1987
<i>Cyclopes didactylus</i>	250	7	Aranda y March, 1987
<i>Tamandua mexicana</i>	5000	12	Aranda y March, 1987
<i>Cryptotis goldmani</i>	8	3	Ceballos y Galindo, 1984
<i>Cryptotis goodwini</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cryptotis magna</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cryptotis mexicana</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cryptotis nigrescens</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cryptotis parva</i>	5	2	Ceballos y Galindo, 1984
<i>Megasorex gigas</i>	11	3	Armstrong y Jones, 1972a; ejemplares de laboratorio
<i>Notiosorex crowfordi</i>	5	2	Armstrong y Jones, 1972b; Baker, 1966; Jones et al., 1962; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Sorex arizonae</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sorex emarginatus</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sorex macrodon</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sorex milleri</i>	3.7	1	Jimenez, 1966
<i>Sorex monticulus</i>	7.3	2	Baker y Greer, 1962
<i>Sorex oreopolus</i>	5	2	Alvarez y Polaco, 1984
<i>Sorex ornatus</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991; Owen y Hoffmann, 1983
<i>Sorex saussurei</i>	6	2	Baker y Greer, 1962; Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966; Ramirez-P., 1969
<i>Sorex sclateri</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991

<i>Sorex stizodon</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sorex ventralis</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sorex veraepacis</i>	7	2	Brown y Nicoletto, 1991; Davis y Luckens, 1958
<i>Scalopus aquaticus</i>	39	5	Baker, 1956
<i>Scapanus latimanus</i>	56	5	Burt y Grossenheider, 1964
<i>Balantiopteryx io</i>	5	2	Arroyo-C. y Jones, 1988
<i>Balantiopteryx plicata</i>	5.3	2	Arita, datos no publicados.
<i>Centronycteris maximiliani</i>	6.4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Diclidurus albus</i>	22	4	Arita, datos no publicados.
<i>Peropteryx kappleri</i>	8.5	3	Arita, datos no publicados.
<i>Peropteryx macrotis</i>	7	2	Arita, datos no publicados.
<i>Rhynchonycteris naso</i>	4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Saccopteryx bilineata</i>	6	2	Arita, datos no publicados.
<i>Saccopteryx leptura</i>	5	2	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops auripendulus</i>	26	4	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops bonariensis</i>	14.5	3	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops glaucinus</i>	30.3	4	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops hansae</i>	13.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops perotis</i>	48	5	Arita, datos no publicados.
<i>Eumops underwoodi</i>	63.9	5	Watkins et al., 1972
<i>Molossops greenhalli</i>	13	3	Arita, datos no publicados.
<i>Molossus ater</i>	24	4	Arita, datos no publicados.
<i>Molossus aztecus</i>	14.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Molossus coibensis</i>	14.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Molossus molossus</i>	14.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Molossus sinaloae</i>	20	4	Arita, datos no publicados.
<i>Nyctinomops aurispinosus</i>	16	4	Ceballos y Miranda, 1986
<i>Nyctinomops femorosaccus</i>	13.5	3	Jones, et al., 1972; Kumirai y Jones, 1990; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	17.2	4	Arita, datos no publicados.
<i>Nyctinomops macrotis</i>	21.8	4	Jones et al., 1972
<i>Promops centralis</i>	25.8	4	Arita, datos no publicados.
<i>Tadarida brasiliensis</i>	15.6	3	Arita, datos no publicados.
<i>Mormoops megalophylla</i>	15	3	Arita, datos no publicados.
<i>Pteronotus davyi</i>	7.7	2	Arita, datos no publicados.
<i>Pteronotus gymnotus</i>	15.5	3	Arita, datos no publicados.
<i>Pteronotus parnelli</i>	18.8	4	Arita, datos no publicados.

<i>Pteronotus personatus</i>	7.4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Natalus stramineus</i>	4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Noctilio albiventris</i>	57.5	5	Ceballos y Miranda, 1986
<i>Noctilio leporinus</i>	67.7	6	Arita, datos no publicados.
<i>Desmodus rotundus</i>	39	5	Arita, datos no publicados.
<i>Diacnus youngii</i>	36.3	5	Arita, datos no publicados.
<i>Diphylla ecaudata</i>	26	4	Arita, datos no publicados.
<i>Macrotus californicus</i>	12	3	Alvarez, 1968; Ramirez-P. et al., 1977; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Macrotus waterhousii</i>	14	3	Alvarez, 1968; Ramirez-P. et al., 1977; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Micronycteris brachyotis</i>	10.5	3	Arita, datos no publicados.
<i>Micronycteris megalotis</i>	6.6	2	Arita, datos no publicados.
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	7.2	2	Arita, datos no publicados.
<i>Micronycteris silvestris</i>	11	3	Arita, datos no publicados.
<i>Anoura geoffoyi</i>	15.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Chocroniscus godmani</i>	8.5	3	Arita, datos no publicados.
<i>Choeronycteris mexicana</i>	14.9	3	Baker, 1956; Baker y Greer, 1962; Eguiarte et al., 1987; Jiménez, 1966
<i>Glossophaga commissarisi</i>	8.4	3	Arita, datos no publicados.
<i>Glossophaga leachii</i>	10.6	3	Davis, 1944; Eguiarte et al., 1987
<i>Glossophaga morenoi</i>	9.2	3	Webster y Jones, 1984
<i>Glossophaga soricina</i>	10.2	3	Arita, datos no publicados.
<i>Hylonycteris underwoodi</i>	8.9	3	Arita, datos no publicados.
<i>Leptonycteris curasoae</i>	22	4	Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986; Eguiarte et al., 1987; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Leptonycteris nivalis</i>	23.4	4	Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966
<i>Lichonycteris obscura</i>	7.4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Musonycteris harrisoni</i>	11.6	3	Ceballos y Miranda, 1986; Ramirez-P. et al., 1977; Sánchez-H., 1978
<i>Lonchorhyna aurita</i>	19.1	4	Arita, datos no publicados.
<i>Macrophyllum macrophyllum</i>	7.7	2	Arita, datos no publicados.
<i>Mimon benetti</i>	27	4	Arita, datos no publicados.
<i>Mimon crnulatam</i>	17.7	4	Arita, datos no publicados.
<i>Phyllostomus discolor</i>	36.8	5	Arita, datos no publicados.
<i>Phyllostomus stenops</i>	54	5	Arita, datos no publicados.
<i>Tonatia bidens</i>	26.2	4	Arita, datos no publicados.

<i>Tonatia brasiliense</i>	7.1	2	Arita, datos no publicados.
<i>Tonatia evotis</i>	19.4	4	Arita, datos no publicados.
<i>Artibeus hirsutus</i>	35.5	5	Anderson, 1960; Jones, et al., 1972; Watkins et al., 1972
<i>Artibeus intermedius</i>	65.5	6	Ceballos y Miranda, 1986
<i>Artibeus jamaicensis</i>	38.8	5	Arita, datos no publicados.
<i>Artibeus lituratus</i>	61.4	5	Arita, datos no publicados.
<i>Carollia brevicauda</i>	16.5	4	Arita, datos no publicados.
<i>Carollia perspicillata</i>	22.1	4	Arita, datos no publicados.
<i>Carollia subrufa</i>	14.7	3	Arita, datos no publicados.
<i>Centurio senex</i>	18.9	4	Arita, datos no publicados.
<i>Chiroderma salvini</i>	24.4	4	Arita, datos no publicados.
<i>Chiroderma villosum</i>	22.3	4	Arita, datos no publicados.
<i>Dermanura azteca</i>	20.1	4	Alvarez y Ramirez-P., 1972; Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966; Jones et al., 1972; Webster y Jones, 1982
<i>Dermanura phacotis</i>	12	3	Arita, datos no publicados.
<i>Dermanura tolteca</i>	15	3	Arita, datos no publicados.
<i>Dermanura watsoni</i>	13	3	Eisenberg, 1989
<i>Dermanura hartii</i>	14.4	3	Arita, datos no publicados.
<i>Plathyrhynchus helleri</i>	13.7	3	Arita, datos no publicados.
<i>Stumira liliun</i>	18.1	4	Arita, datos no publicados.
<i>Stumira ludovici</i>	20.1	4	Arita, datos no publicados.
<i>Uroderma bilobatum</i>	17.4	4	Arita, datos no publicados.
<i>Uroderma magnirostrum</i>	18.4	4	Arita, datos no publicados.
<i>Vampyressa pusilla</i>	8.7	3	Arita, datos no publicados.
<i>Vampyrodes caraccioli</i>	27.1	4	Arita, datos no publicados.
<i>Chrotopterus auritus</i>	77.6	6	Arita, datos no publicados.
<i>Trachops cirrhosus</i>	32.2	5	Arita, datos no publicados.
<i>Vampyrum spectrum</i>	172.6	7	Arita, datos no publicados.
<i>Tyroptera tricolor</i>	4.7	2	Arita, datos no publicados.
<i>Antrozous pallidus</i>	14.5	3	Anderson, 1972; Baker, 1956; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Bauerus dubiaquercus</i>	15.3	3	Arita, datos no publicados.
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	10	3	Arita, datos no publicados.
<i>Eptesicus furinalis</i>	6.2	2	Arita, datos no publicados.
<i>Eptesicus fuscus</i>	10.6	3	Arita, datos no publicados.
<i>Euderma maculatum</i>	15.3	3	Alvarez y Polaco, 1984; Villa, 1966.

<i>Idionycteris phyllotis</i>	12	3	Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966; Czaplewski, 1983
<i>Lasionycteris noctivagans</i>	9.5	3	Kunz, 1982
<i>Lasiurus blosevilli</i>	7.6	2	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Barbour y Davis, 1969
<i>Lasiurus borealis</i>	6.4	2	Arita, datos no publicados.
<i>Lasiurus cinereus</i>	15	3	Arita, datos no publicados.
<i>Lasiurus ega</i>	9.1	3	Arita, datos no publicados.
<i>Lasiurus intermedius</i>	14.4	3	Arita, datos no publicados.
<i>Lasiurus xanthinus</i>	18.6	4	Carter y Jones, 1978
<i>Myotis albescens</i>	5.5	2	Arita, datos no publicados.
<i>Myotis auriculus</i>	7	2	Jiménez, 1966
<i>Myotis californicus</i>	4.3	2	Alvarez y Polaco, 1984; Alvarez y Ramírez-P., 1972; Anderson, 1972; Davis, 1944; Simpson, 1993; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Myotis carteri</i>	4.8	2	Arita, datos no publicados.
<i>Myotis ciliolabrum</i>	4.4	2	Alvarez y Polaco, 1984; Anderson, 1972
<i>Myotis elegans</i>	4.8	2	Arita, datos no publicados.
<i>Myotis evotis</i>	6.5	2	Manning y Jones, 1989
<i>Myotis fortidens</i>	6.3	2	Ceballos y Miranda, 1986; Ramírez-P. et al., 1977
<i>Myotis keaysi</i>	5	2	Arita, datos no publicados.
<i>Myotis lucifugus</i>	7.4	2	Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944
<i>Myotis milleri</i>	5.6	2	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Villa, 1966
<i>Myotis nigricans</i>	4.8	2	Arita, datos no publicados.
<i>Myotis peninsularis</i>	7	2	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Hall, 1981
<i>Myotis planiceps</i>	3	1	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Matson, 1975
<i>Myotis thysanodes</i>	7	2	Alvarez y Polaco, 1984; Alvarez y Ramírez-P., 1972; Anderson, 1966; Carter y Jones, 1978; Jiménez, 1966; Villa, 1966
<i>Myotis velifer</i>	7.8	2	Alvarez y Polaco, 1984; Anderson, 1972; Baker, 1956; Carter y Jones, 1978; Villa, 1966; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Myotis vivesi</i>	20.5	4	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Villa, 1966
<i>Myotis volans</i>	6.2	2	Alvarez y Polaco, 1984; Anderson, 1972; Baker, 1956; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Myotis yumanensis</i>	4.9	2	Baker, 1956; Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944
<i>Nycticeius humeralis</i>	8.5	3	Baker, 1956; Davis, 1944

<i>Pipistrellus hesperus</i>	3.8	1	Anderson, 1972; Baker, 1956; Davis, 1944; Jiménez, 1966; Villa, 1966; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Pipistrellus subflavus</i>	4.3	2	Arita, datos no publicados.
<i>Plecotus mexicanus</i>	7	2	Anderson, 1972; Ceballos y Galindo, 1984; Tumilson, 1992
<i>Plecotus townsendii</i>	7.8	2	Baker, 1956; Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966; Kunz y Martin, 1982; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Rhogeessa aeneus</i>	3.9	1	Arita, datos no publicados.
<i>Rhogeessa alleni</i>	6.9	2	Matson y Patten, 1975; Polaco et al., 1992; Sánchez-H. et al., 1993
<i>Rhogeessa genowaysi</i>	3.9	1	Arita, datos no publicados.
<i>Rhogeessa gracilis</i>	3.5	1	Jones, 1977
<i>Rhogeessa mira</i>	3	1	Regresión antebrazo-masa. Antebrazo: Arita, com. pers.
<i>Rhogeessa parvula</i>	4.1	2	Ceballos y Miranda, 1986; Jones et al., 1972
<i>Rhogeessa tumida</i>	3.9	1	Arita, datos no publicados.
<i>Alouatta palliata</i>	6679	12	Aranda y March, 1987; Brown y Nicoletto, 1991
<i>Alouatta pigra</i>	6750	12	Aranda y March, 1987; Coates-E. y Estrada, 1986
<i>Ateles geoffroyi</i>	6000	12	Aranda y March, 1987; Coates-E. y Estrada, 1986
<i>Canis latrans</i>	13000	13	Aranda y March, 1987; Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Canis lupus</i>	30000	14	Paradiso y Nowak, 1982
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2996.4	11	Aranda y March, 1987; Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986; Davis y Luckens, 1958; Jiménez, 1966; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Vulpes velox</i>	2375	11	Egoscue, 1979
<i>Lontra canadensis</i>	11000	13	Brown y Nicoletto, 1991; Fleming, 1973
<i>Lontra longicaudis</i>	8500	13	Aranda y March, 1987
<i>Conepatus leuconotus</i>	3500	11	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Conepatus mesoleucus</i>	1835.5	10	Armstrong et al., 1972; Davis, 1944
<i>Conepatus semistriatus</i>	3000	11	Aranda y March, 1987
<i>Eira barbara</i>	4500	12	Aranda y March, 1987
<i>Galiotis vittata</i>	2500	11	Aranda y March, 1987
<i>Mephitis macroura</i>	1000	9	Armstrong et al., 1972; Davis y Luckens, 1958; Jiménez, 1966
<i>Mephitis mephitis</i>	4000	11	Brown y Nicoletto, 1991

<i>Mustela frenata</i>	264	8	Aranda y March, 1987; Baker y Greer, 1962; Davis, 1944
<i>Spilogale putorius</i>	531.5	9	Hall y Villa, 1950; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Spilogale pygmaea</i>	214.3	7	Genoways y Jones, 1968; Jones et al., 1962
<i>Taxidea taxus</i>	7150	12	Ceballos y Galindo, 1984; Hall y Kelson, 1959
<i>Potos flavus</i>	4500	12	Aranda y March, 1987
<i>Bassariscus astutus</i>	1134	10	Armstrong et al., 1972; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	1300	10	Aranda y March, 1987
<i>Nasua narica</i>	4166.6	12	Aranda y March, 1987; Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Procyon lotor</i>	5640	12	Davis y Russell, 1953; 1954; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Ursus arctos</i>	363000	18	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Ursus americanus</i>	140000	17	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	6000	12	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Leopardus pardalis</i>	11250	13	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Leopardus wiedii</i>	3596	11	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986; Davis y Luckens, 1958
<i>Lynx rufus</i>	11933	13	Ceballos y Galindo, 1984; Ramírez-P. et al., 1977
<i>Puma concolor</i>	110000	16	Aranda y March, 1987; Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Panthera onca</i>	80000	16	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Tapirus bairdii</i>	250000	17	Aranda y March, 1987
<i>Antilocapra americana</i>	40000	15	O'Gara, 1978
<i>Bison bison</i>	442000	18	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Ovis canadensis</i>	91000	16	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cervus elaphus</i>	500000	18	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Mazama americana</i>	16000	13	Aranda y March, 1987
<i>Odocoileus hemionus</i>	57500	15	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Odocoileus virginianus</i>	51320	15	Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986; Davis, 1944
<i>Tayassu tajacu</i>	22000	14	Aranda y March, 1987; Ceballos y Miranda, 1986; Davis y Luckens, 1958
<i>Tayassu pecari</i>	32500	14	Aranda y March, 1987
<i>Castor canadensis</i>	23750	14	Hill, 1982
<i>Cratogeomys castanops</i>	243.2	7	Jiménez, 1966

<i>Cratogeomys fumosus</i>	150	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cratogeomys goldmani</i>	330	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cratogeomys gymmnus</i>	620.5	9	Hall y Villa, 1950
<i>Cratogeomys merriami</i>	472.4	8	Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944
<i>Cratogeomys neglectus</i>	150	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Cratogeomys thylorhynchus</i>	424.5	8	Ceballos y Galindo, 1984; Hooper, 1947
<i>Cratogeomys zinzeri</i>	150	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Geomys arenarius</i>	254	7	Brown y Nicoletto, 1991; Williams y Baker, 1974
<i>Geomys personatus</i>	397	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Geomys tropicalis</i>	350	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Orthogeomys cuniculus</i>	500	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Orthogeomys grandis</i>	650	9	Aranda y March, 1987
<i>Orthogeomys hispidus</i>	650	9	Aranda y March, 1987
<i>Orthogeomys lanius</i>	500	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Pappogeomys alcorni</i>	150	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Pappogeomys bulleri</i>	145	7	Brown y Nicoletto, 1991; Ceballos y Miranda, 1986; Ejemplares de laboratorio
<i>Thomomys bottae</i>	115.3	6	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962
<i>Thomomys umbrinus</i>	115.3	6	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962
<i>Zygogeomys trichopus</i>	500	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Dipodomys agilis</i>	77	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Dipodomys compactus</i>	49.3	5	Baumgardner, 1991
<i>Dipodomys deserti</i>	138	7	Best et al., 1989
<i>Dipodomys gravipes</i>	92	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Dipodomys merriami</i>	40	5	Anderson, 1972; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Dipodomys nelsoni</i>	84.7	6	Anderson, 1972
<i>Dipodomys ordii</i>	52.8	5	Anderson, 1972
<i>Dipodomys phillipsi</i>	53.6	5	Davis, 1944
<i>Dipodomys spectabilis</i>	117.2	6	Anderson, 1972
<i>Heteromys desnarestianus</i>	85	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Heteromys gauderi</i>	58.6	5	Birney et al., 1974; Navarro et al., 1991; Schmidt et al., 1989
<i>Heteromys nelsoni</i>	84.2	6	Rogers y Rogers, 1992
<i>Liomys irroratus</i>	42	5	Burt y Grossenheider, 1964
<i>Liomys pictus</i>	47	5	Alvarez, 1968
<i>Liomys salvini</i>	57	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Liomys spectabilis</i>	65	6	Brown y Nicoletto, 1991

<i>Chaetodipus arenarius</i>	23	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus artus</i>	19.3	4	Anderson, 1972
<i>Chaetodipus baileyi</i>	21	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus californicus</i>	23	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus dalquesti</i>	23	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus fallax</i>	21	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus formosus</i>	24	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus goldmani</i>	21.4	4	Anderson, 1972
<i>Chaetodipus hispidus</i>	36.7	5	Ceballos y Galindo, 1984; Jiménez, 1966
<i>Chaetodipus intermedius</i>	14.7	3	Anderson, 1972
<i>Chaetodipus lineatus</i>	23	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus nelsoni</i>	14	3	Jiménez, 1966
<i>Chaetodipus penicillatus</i>	16.5	4	Anderson, 1972
<i>Chaetodipus permix</i>	17	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Chaetodipus spinatus</i>	18.5	4	Lackey, 1991; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Perognathus amplus</i>	9	3	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Perognathus flavescens</i>	16.8	4	Anderson, 1972
<i>Perognathus flayus</i>	7.5	2	Anderson, 1972; Ceballos y Galindo, 1984
<i>Perognathus longimembris</i>	9	3	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Perognathus merriami</i>	7.5	2	Anderson, 1972; Ceballos y Galindo, 1984
<i>Microtus californicus</i>	80	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Microtus guatemalensis</i>	42	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Microtus mexicanus</i>	37	5	Davis y Rusell, 1954; Hall y Villa, 1950; Jiménez, 1966
<i>Microtus oaxacensis</i>	42	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	71	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Microtus quasiater</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Microtus umbrosus</i>	42	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Ondatra zibethicus</i>	1800	10	Brown y Nicoletto, 1991; Fleming, 1973
<i>Baiomys musculus</i>	11.9	3	Alvarez, 1968; Davis, 1944; Hall y Villa, 1950; Ramírez-P. et al., 1977
<i>Baiomys taylori</i>	7.9	2	Jiménez, 1966
<i>Habromys chinanteco</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Habromys lepturus</i>	85	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Habromys lophurus</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Habromys simulatus</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Hodomys alleni</i>	369.3	8	Ceballos y Miranda, 1986; Genoways, 1974

<i>Megadontomys cryophilus</i>	75	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Megadontomys nelsoni</i>	75	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Megadontomys thomasi</i>	80	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Nelsonia goldmani</i>	52.4	5	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962
<i>Nelsonia neotomodon</i>	52.4	5	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962
<i>Neotoma albigula</i>	198	7	Jiménez, 1966; Macedo y Mares, 1988
<i>Neotoma angustapalata</i>	198	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Neotoma devia</i>	153.7	7	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Neotoma fuscipes</i>	267	8	Carraway y Vets, 1991
<i>Neotoma goldmani</i>	198	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Neotoma lepida</i>	153.7	7	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Neotoma mexicana</i>	185	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Neotoma micropus</i>	198.5	7	Braun y Mares, 1989; Jiménez, 1966
<i>Neotoma nelsoni</i>	198	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Neotoma palatina</i>	198	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Neotoma phenax</i>	227.5	7	Jones y Genoways, 1978
<i>Neotomodon alstoni</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Nyctomys sumichrasti</i>	42	5	Ceballos y Miranda, 1986
<i>Oligoryzomys fulvescens</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Onychomys arenicola</i>	30	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Onychomys leucogaster</i>	30	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Onychomys torridus</i>	30	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Oryzomys alfaroi</i>	80	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Oryzomys couesi</i>	52.9	5	Alvarez, 1968
<i>Oryzomys chapmani</i>	80	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Oryzomys melanotis</i>	25	4	Ceballos y Miranda, 1986
<i>Osgoodomys banderanus</i>	44.8	5	Alvarez, 1968; Davis, 1944; Hall y Villa, 1950
<i>Otonyctomys hatti</i>	30.9	4	Jones et al., 1974
<i>Otothylomys phyllotis</i>	64.7	6	Birney et al., 1974
<i>Peromyscus aztecus</i>	40.8	5	Hall y Villa, 1950; Ramirez-P. et al., 1977
<i>Peromyscus beatae</i>	26.3	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus boylii</i>	28.4	4	Alvarez y Polaco, 1984
<i>Peromyscus bullatus</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus californicus</i>	38	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus erinitus</i>	20	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus difficilis</i>	34.2	5	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962; Jiménez, 1966

<i>Peromyscus eremicus</i>	21.5	4	Jiménez, 1966
<i>Peromyscus eva</i>	17.8	4	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Peromyscus furvus</i>	33	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus gratus</i>	23.3	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus guatemalensis</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus gymnotis</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus hooperi</i>	36	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus leucopus</i>	20.5	4	Birney et al., 1974
<i>Peromyscus levipes</i>	30.5	4	Jiménez, 1966
<i>Peromyscus maniculatus</i>	22.3	4	Alvarez y Polaco, 1984; Jiménez, 1966
<i>Peromyscus megalops</i>	71	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus nekistrurus</i>	60	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus melanocarpus</i>	60	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus melanophrys</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus melanotis</i>	21.8	4	Jiménez, 1966
<i>Peromyscus melanurus</i>	33.5	5	Jones et al., 1962
<i>Peromyscus merriami</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus mexicanus</i>	57.7	5	Brown y Nicoletto, 1991; Ramírez-P. et al., 1977
<i>Peromyscus nasutus</i>	34.2	5	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962; Jiménez, 1966
<i>Peromyscus ochraventer</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus pectoralis</i>	22.4	4	Jiménez, 1966
<i>Peromyscus perfulvus</i>	52.4	5	Hall y Villa, 1950
<i>Peromyscus polius</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus simulus</i>	26.3	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus spicilegus</i>	26.3	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus truei</i>	23.3	4	Alvarez y Polaco, 1984; Jiménez, 1966; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Peromyscus winkelmanni</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus yucatanicus</i>	32.8	5	Birney et al., 1974; Brown y Nicoletto, 1991
<i>Peromyscus zarhynchus</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys burti</i>	20	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys crysopsis</i>	19	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	16.5	4	Ceballos y Galindo, 1984; Ceballos y Miranda, 1986
<i>Reithrodontomys gracilis</i>	10.9	3	Jones et al., 1974
<i>Reithrodontomys hirsutus</i>	20	4	Brown y Nicoletto, 1991

<i>Reithrodontomys megalotis</i>	13.7	3	Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944; Ramírez-P., 1969
<i>Reithrodontomys mexicanus</i>	19	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys microdon</i>	20	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys montanus</i>	9	3	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys sumichrasti</i>	14	3	Brown y Nicoletto, 1991; Ramírez-P., 1969
<i>Reithrodontomys tenuirostris</i>	20	4	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Reithrodontomys zacatecae</i>	13	3	Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944; Ramírez-P., 1969
<i>Rheomys mexicanus</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Rheomys thomasi</i>	40	5	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Scotinomys teguina</i>	15	3	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sigmodon alleni</i>	120	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sigmodon arizonae</i>	198	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sigmodon fulviventor</i>	120	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sigmodon hispidus</i>	87.7	6	Alvarez, 1968; Birney et al., 1974
<i>Sigmodon leucotis</i>	124	6	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962; Brown y Nicoletto, 1991; Davis, 1944
<i>Sigmodon mascotensis</i>	82.9	6	Hall y Villa, 1950; Ramírez-P. et al., 1977
<i>Sigmodon ochrognathus</i>	70	6	Baker y Greer, 1962
<i>Tylomys bullaris</i>	280	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Tylomys nudicaudatus</i>	280	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Tylomys tumbalensis</i>	280	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Xenomys nelsoni</i>	120.2	6	Brown y Nicoletto, 1991; Ceballos y Miranda, 1986; López-F. et al., 1971
<i>Glaucomys volans</i>	70.4	6	Aranda y March, 1987; Ceballos y Galindo, 1984; Dolan y Carter, 1977
<i>Ammospermophilus harrisi</i>	150	7	Best et al., 1990b; Brown y Nicoletto, 1991
<i>Ammospermophilus interpres</i>	110.2	6	Best et al., 1990a
<i>Ammospermophilus leucurus</i>	104	6	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Cynomys ludovicianus</i>	1130	10	Brown y Nicoletto, 1991; Whitaker, 1980
<i>Cynomys mexicanus</i>	900	9	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus aberti</i>	580.5	9	Anderson, 1972; Baker y Greer, 1962
<i>Sciurus alleni</i>	420	8	Jiménez, 1966
<i>Sciurus arizonensis</i>	700	9	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus aureogaster</i>	528.3	9	Alvarez, 1968; Ceballos y Galindo, 1984; Davis, 1944
<i>Sciurus colliaci</i>	498	8	Brown y Nicoletto, 1991; Ceballos y Miranda, 1986

<i>Sciurus deppei</i>	225	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus griseus</i>	681	9	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus nayaritensis</i>	795.4	9	Alvarez y Polaco, 1984; Baker y Greer, 1962
<i>Sciurus niger</i>	1000	9	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus oculatus</i>	625	9	Ceballos y Galindo, 1984
<i>Sciurus variegatoides</i>	498	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Sciurus yucatauensis</i>	225	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus adocetus</i>	125	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus annulatus</i>	500	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus atricapillus</i>	275	8	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus beecheyi</i>	738	9	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus madrensis</i>	156	7	Anderson, 1972
<i>Spermophilus mexicanus</i>	163.9	7	Young y Jones, 1982
<i>Spermophilus perotensis</i>	140	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus spilosoma</i>	141.5	7	Anderson, 1972; Jiménez, 1966
<i>Spermophilus tereticaudus</i>	145	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Spermophilus variegatus</i>	713	9	Alvarez y Polaco, 1984; Anderson, 1972; Davis y Russell, 1953; 1954
<i>Tamias bulleri</i>	71.5	6	Alvarez y Polaco, 1984
<i>Tamias dorsalis</i>	70.2	6	Baker, 1966
<i>Tamias durangae</i>	74.5	6	Best et al., 1993
<i>Tamias merriami</i>	113	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Tamias obscurus</i>	100	6	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Tamiasciurus meamsi</i>	225	7	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Agouti paca</i>	7500	12	Aranda y March, 1987
<i>Dasyprocta mexicana</i>	3000	11	Aranda y March, 1987
<i>Dasyprocta punctata</i>	3000	11	Aranda y March, 1987
<i>Sphiggurus mexicanus</i>	3000	11	Aranda y March, 1987
<i>Erethizon dorsatum</i>	130000	13	Brown y Nicoletto, 1991; Fleming, 1973
<i>Lepus alleni</i>	3775	11	Armstrong y Jones, 1971; Best y Henry, 1993a
<i>Lepus californicus</i>	1500	10	Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Lepus callotis</i>	2475	11	Best y Henry, 1993b; Davis y Luckens, 1958
<i>Lepus flavigularis</i>	3500	11	Aranda y March, 1987
<i>Sylvilagus auduboni</i>	1032	10	Armstrong y Jones, 1971; Woloszyn y Woloszyn, 1982
<i>Sylvilagus bachmani</i>	693	9	Hall y Kelson, 1959
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	750	9	Aranda y March, 1987
<i>Sylvilagus cunicularis</i>	1570	10	Alvarez, 1968

<i>Sylvilagus floridanus</i>	998	9	Armstrong y Jones, 1971; Jiménez, 1966; Ramírez-P., 1969
<i>Sylvilagus insonus</i>	3000	11	Brown y Nicoletto, 1991
<i>Romerolagus diazi</i>	477	8	Brown y Nicoletto, 1991; Ceballos y Galindo, 1984

Literatura utilizada para la obtención de masas corporales de los mamíferos de México.

- Aranda, M. e I. March. 1987. Guía de los mamíferos silvestres de Chiapas. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. México, 149 pp.
- Alvarez, T. 1968. Notas sobre una colección de mamíferos de la región costera del Río Balsas entre Michoacán y Guerrero. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 24:21-35.
- Alvarez, T. y O. Polaco. 1984. Estudio de los mamíferos capturados en la Michilía, sureste de Durango, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 28:99-148.
- Alvarez, T. y J. Ramírez-P. 1972. Notas acerca de los murciélagos mexicanos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 19:167-178.
- Anderson, S. 1960. Neotropical bats from Western Mexico. *University of Kansas Publications*, 14:1-8.
- Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 148:153-410
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones, Jr. 1971. Mammals from the mexican state of Sinaloa. I. Marsupialia, Insectivora, Edentata, Lagomorpha. *Journal of Mammalogy*, 52:747-757.
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones, Jr. 1972a. *Megasorex gigas*. Mammalian species, 16:1-2.
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones, Jr. 1972b. *Notiosorex crowfordi*. Mammalian species, 17:1-5.
- Armstrong, D. M., J. K. Jones, Jr. y E. C. Birney. 1972. Mammals from the mexican state of Sinaloa. III. Carnivora and Artiodactyla. *Journal of Mammalogy*, 53:48-61.
- Arroyo-C., J. y J. K. Jones, Jr. 1988. *Balantiopteryx io*. Mammalian species, 313:1-3.
- Baker, R. H. 1936. Mammals of Coahuila, México. *University of Kansas Publications*, 9:125-335.
- Baker, R. H. 1966. Further notes on the mammals of Durango, México. *Journal of Mammalogy*, 47:344-345.
- Baker, R. H. y J. K. Greer. 1960. Notes on Oaxacan mammals. *Journal of Mammalogy*, 41:413-415.
- Baker, R. H. y J. K. Greer. 1962. Mammals of the mexican state of Durango. *Publications of the Museum. Michigan State University, Biol. Serv.*, 2:25-154.
- Barbour, R. W. y W. H. Davis. 1969. Bats of America. The University Press of Kentucky, E. U. A. 286 pp.
- Baumgardner, G. D. 1991. *Dipodomys compactus*. Mammalian species, 369:1-4.
- Best, T. L. y T. H. Henry. 1993a. *Lepus alleni*. Mammalian species, 424:1-8.
- Best, T. L. y T. H. Henry. 1993b. *Lepus callotis*. Mammalian species, 442:1-6.

- Best, T. L., N. J. Hildreth y C. Jones. 1989. *Dipodomys deserti*. Mammalian species, 399:1-8.
- Best, T. L., S. L. Burt y J. L. Bartig. 1993. *Tamias durangae*. Mammalian species, 437:1-4.
- Best, T. L., C. L. Lewis, K. Caesar y A. S. Titus. 1990a. *Ammospermophilus interpres*. Mammalian species, 365:1-6.
- Best, T. L., A. S. Titus, K. Caesar y C. L. Lewis. 1990b. *Ammospermophilus harrisi*. Mammalian species, 366:1-7.
- Birney, E. C., J. B. Bowles, R. M. Timm y S. L. Williams. 1974. Mammalian distributional records in Yucatán and Quintana Roo, with comments on reproduction, structure and status of peninsular populations. Occasional Papers of the Bell Museum of Natural History, 31:1-25.
- Braun, J. K. y M. A. Mares. 1989. *Neotoma micropus*. Mammalian species, 330:1-9.
- Brown, J. H. y P. F. Nicoletto. 1991. Spatial scaling of species composition in body sizes of North American land mammals. American Naturalist, 138:1478-1512.
- Bucher, J. E. y R. S. Hoffmann. 1980. *Caluromys derbianus*. Mammalian species, 140:1-4.
- Burt, W. H. y R. P. Grossenheider. 1964. A field guide to the mammals. Houghton Mifflin Company, Boston, E. U. A., 289 pp.
- Carraway, L. N. y B. J. Verts. 1991. *Neotoma fuscipes*. Mammalian species, 386:1-10.
- Carter, D. C. y J. K. Jones, Jr. 1978. Bats from the Mexican state of Hidalgo. Occasional Papers. The Museum. Texas Tech University, 54:1-12.
- Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. Mamíferos silvestres de la cuenca del Valle de México. Limusa, México, 300 pp.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 436 pp.
- Coates-Estrada, R. y A. Estrada. 1986. Manual de identificación de campo de los mamíferos de la estación de biología "Los Tuxtlas". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 151 pp.
- Cuarón, A. D., I. J. March y P. M. Rockstroh. 1989. A second armadillo (*Cabassous centralis*) for the faunas of Guatemala and México. Journal of Mammalogy, 70:870-871.
- Czaplewski, N. J. 1983. *Idionycteris phyllotis*. Mammalian species, 208:1-4.
- Davis, W. B. 1944. Notes on Mexican mammals. Journal of Mammalogy, 25:370-403.
- Davis, W. B. y P. W. Luckens. 1958. Mammals of the Mexican state of Guerrero, exclusive of Chiroptera and Rodentia. Journal of Mammalogy, 39:347-367.
- Davis, W. B. y R. J. Russell. 1953. Aves y mamíferos del estado de Morelos. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural, 14:77-147.
- Davis, W. B. y R. J. Russell. 1954. Mammals of the Mexican state of Morelos. Journal of Mammalogy, 35:63-80.
- Dolan, P. G. y D. C. Carter. 1977. *Glaucomys volans*. Mammalian species, 78:1-6.
- Egoscue, H. J. 1979. *Vulpes velox*. Mammalian species, 122:1-5.

- Eguiarte, L., C. Martínez del Río y H. T. Arita. 1987. El néctar y el polen como recurso: el papel ecológico de los visitantes a las flores de *Pseudobombax ellipticum* (H. B. K.) Dugand. *Biotropica*, 19:74-82.
- Eisenberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics. I. The Northern Neotropics. The University of Chicago Press, Chicago, E. U. A., 449 pp.
- Flemming, T. H. 1973. Numbers of mammal species in North America and Central American forest communities. *Ecology*, 54:555-563.
- Gardner, A. L. 1982. Virginia opossum. *Didelphis virginiana*. Pp. 3-36, in *Wild mammals of North America* (J. A. Chapman y G. A. Feldhammer, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, E. U. A., 1147 pp.
- Genoways, H. H. 1974. *Neotoma alleni*. *Mammalian species*, 41:1-4.
- Genoways, H. H. y J. K. Jones, Jr. 1968. Notes on spotted skunks (genus *Spilogale*) from western México. *Anales del Instituto de Biología, Ser. Zool.*, 39:124-132.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Second edition. John Wiley and sons, Nueva York, E. U. A., 1:1-600+90, 2: 601-1181+90.
- Hall, E. R. y K. R. Kelson. 1959. The mammals of North America. The Ronald Press, Nueva York, E. U. A., 1-1078+79 pp.
- Hall, R. E. y B. Villa. 1950. Lista anotada de los mamíferos de Michoacán, México. *Anales del Instituto de Biología*, 21:159-213.
- Hill, E. P. 1982. Beaver. *Castor canadensis*. Pp. 256-281, in *Wild mammals of North America* (J. A. Chapman y G. A. Feldhammer, eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, E. U. A., 1147pp.
- Hooper, E. T. 1947. Notes on mexican mammals. *Journal of Mammalogy*, 28:40-57.
- Jiménez, G. A. 1966. Mammals from Nuevo León, México. M. S. Thesi, University of Kansas, 243 pp.
- Jones, J. K., Jr. 1977. *Rhogeessa gracilis*. *Mammalian species*, 76:1-2.
- Jones, J. K. Jr. y H. H. Genoways. 1978. *Neotoma phenax*. *Mammalian species*, 108:1-3.
- Jones, J. K. Jr., T. Alvarez y M. R. Lee. 1962. Noteworthy mammals from Sinaloa, México. *University of Kansas Publications*, 14:145-159.
- Jones, J. K. Jr., J. R. Choate y A. Cadena. 1972. Mammals from the mexican state of Sinaloa. II. Chiroptera. *Occasional Papers of the Museum of Natural History. The University of Kansas*, 6:1-29.
- Jones, J. K. Jr., H. H. Genoways y T. E. Lawlor. 1974. Annotated checklist of mammals of the Yucatán Peninsula, México. II. Rodentia. *Occasional Papers. The Museum. Texas Tech University*, 22:1-24.
- Jones, J. K. Jr., J. D. Smith y H. H. Genoways. 1973. Annotated checklist of mammals of the Yucatán Peninsula, México. I. Chiroptera. *Occasional Papers. The Museum. Texas Tech University*, 13:1-31.

- Kumirai, A. y J. K. Jones, Jr. 1990. *Nyctinomops femorosaccus*. Mammalian species, 349:1-5.
- Kunz, T. H. 1982. *Lasionycteris noctivagans*. Mammalian species, 172:1-5.
- Kunz, T. H. y R. A. Martin. 1982. *Plecotus townsendii*. Mammalian species, 175:1-6.
- Lackey, J. A. 1991. *Chaetodipus spinatus*. Mammalian species, 385:1-4.
- López-Forment, W., C. Sánchez-H y B. Villa. 1971. Algunos mamíferos en la región de Chamela, Jalisco, México. Anales del Instituto de Biología, Ser. Zool., 42:99-106.
- Macedo, R. H. y M. A. Mares. 1988. *Neotoma albigula*. Mammalian species, 310:1-7.
- Manning, R. A. y J. K. Jones, Jr. 1989. *Myotis evotis*. Mammalian species, 329:1-5.
- Matson, J. O. 1975. *Myotis planiceps*. Mammalian species, 60:1-2.
- Matson, J. O. y D. R. Patten. 1975. Notes on some bats from the state of Zacatecas, México. Natural History Museum of Los Angeles County. Contributions in Science, 263:1-12.
- McManus, J. J. 1974. *Didelphis virginiana*. Mammalian species, 40:1-6.
- Medellín, R. A. 1986. Murciélagos de Chajul. La comunidad de murciélagos de Chajul, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, 153 pp.
- Medellín, R. A., G. Cancino Z., A. Clemente M. y R. O. Guerrero V. 1992. Noteworthy records of three mammals from Mexico. The Southwestern Naturalist, 37:427-429.
- Navarro, D., T. Jiménez y J. Juárez. 1991. Los mamíferos de Quintana Roo. Pp. 371-450, in *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera en Sian Kaan, Quintana Roo, México* (D. Navarro y J. G. Robinson, eds.).
- OGara, B. W. 1978. *Antilocapra americana*. Mammalian species, 90:1-7.
- Owen, J. G. y R. S. Hoffmann. 1983. *Sorex ornatus*. Mammalian species, 212:1-5.
- Paradiso, J. L. y R. M. Nowak. 1982. Wolves (*Canis lupus* and Allies). Pp. 460-474, in *Wild animals of North America. Biology, Management and Economics* (Chapman, J. A. y G. A. Feldhamer, eds.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, E. U. A., 1147pp.
- Polaco, O. J., J. Arrollo-C y J. K. Jones, Jr. 1992. Noteworthy records of some bats from México. Texas Journal of Science, 44:331-338.
- Ramírez-P. J. 1969. Contribución al estudio de los mamíferos de Parque Nacional "Lagunas de Zempoala", Morelos, México. Anales del Instituto de Biología, Ser. Zool., 40:253-290.
- Ramírez-P. J., A. Martínez y G. Urbano. 1977. Mamíferos de la costa grande de Guerrero, México. Anales del Instituto de Biología, Ser. Zool., 48:243-292.
- Rogers, D. S. y J. E. Rogers. 1992. *Heteromys nelsoni*. Mammalian species, 397:1-2.
- Schmidt, C. A., M. D. Engstrom y H. H. Genoways. 1989. *Heteromys gaumeri*. Mammalian species, 345:1-4.
- Simpson, M. R. 1993. *Myotis californicus*. Mammalian species, 428:1-4.
- Tumilson, R. 1992. *Plecotus mexicanus*. Mammalian species, 401:1-3.
- Villa, R. B. 1966. Los murciélagos de México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 491 pp.

- Watkins, L. C., J. K. Jones, Jr. y H. H. Genoways. 1972. Bats of Jalisco, México. Special publications. The Museum. Texas Tech University. 1:1-44.
- Webster, Wm. D. y J. K. Jones, Jr. 1982. Artibeus aztecus. Mammalian species, 177:1-3.
- Webster, Wm. D. y J. K. Jones, Jr., 1984. A new subspecies of Glossophaga mexicana (Chiroptera: Phyllostomidae) from southern México. Occasional Papers. The Museum. Texas Tech University, 91:1-5.
- Whitaker, J. O., Jr. 1980. The Audubon Society Field Guide to North American mammals. Alfred A. Knopf, Nueva York, E. U. A., 744 pp.
- Williams, S. L. y R. J. Baker. 1974. Geomys arenarius. Mammalian species, 36:1-3.
- Woloszyn, D. y B. W. Woloszyn. 1982. Los mamíferos de la Sierra de la Laguna, Baja California Sur. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, 168 pp.
- Young, C. J. y J. K. Jones, Jr. 1982. Spermophilus mexicanus. Mammalian species, 164:1-4.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA