

54
2es.



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**HÁBITOS Y DIETAS DE LOS MAMÍFEROS
MEXICANOS COMO MEDIDA ALTERNATIVA
DE LA DIVERSIDAD**



T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I O L Ó G O
PRESENTA:
ASTRID FRISCH JORDÁN

1995

FALLA DE ORIGEN

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



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:

Hábitos y Dietas de los Mamíferos Mexicanos como Medida Alternativa
de la Diversidad.

realizado por

Astrid Frisch Jordán

con número de cuenta 8852730-9 , 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 M. en C. Livia León-Paniagua

Suplente Dr. Jorge Soberon Mainero

Consejo Departamental de Biología

M. en C. ~~Gerardo~~ Martínez Mena

COORDINACION GENERAL
DE BIOLOGIA

DEDICATORIA

A mis padres por mi educación y principalmente por su cariño.

A mis hermanas y mi Mormor por su entusiasmo y comprensión.

A Karel por su cariño, paciencia, apoyo y muchas cosas más.

A Eric por la inspiración.

ÍNDICE

PRESENTACION.....	1
CAPITULO 1.....	3
1.1 Biodiversidad	
1.2 Patrones de la biodiversidad	
1.3 Importancia de conservar la biodiversidad.	
1.4 Estrategias de conservación.	
1.5 Biodiversidad en México y el resto del mundo.	
1.5.1 Diversidad de mamíferos en México	
1.6 Conservación en México.	
CAPITULO 2.....	21
2.1 Medidas de la biodiversidad	
2.1.1 medidas tradicionales	
2.1.2 medidas alternativas	
CAPITULO 3.....	37
3.1 Hábitos y dietas de los mamíferos como medida de diversidad ecológica	
3.1.1 categorías	
3.1.2 implicaciones ecológicas	
3.1.3 adaptaciones morfológicas	
3.1.4 mamíferos terrestres y voladores	
METODOS.....	56
RESULTADOS Y DISCUSION.....	59
CONCLUSIONES.....	68
APENDICE I.....	85
LITERATURA CITADA.....	94

PRESENTACION

La riqueza de especies, es decir, el número de especies y su abundancia relativa son la forma más común para medir la biodiversidad; sin embargo, este sistema considera a todas las especies como iguales. Es por esto que surge lo que se conoce como medidas alternativas, las cuales consideran las características ecológicas, taxonómicas y filogenéticas de cada especie para medir la biodiversidad.

El objetivo principal de este proyecto de investigación es identificar las áreas prioritarias para la conservación en términos de dos medidas alternativas: hábitos y dietas de los mamíferos mexicanos terrestres y voladores. La comparación de los resultados de este proyecto con los obtenidos en trabajos tradicionales de riqueza de especies, proveerá de un enfoque más completo de los patrones de diversidad de mamíferos en México, y con esto se generará mayor información para la creación de estrategias más adecuadas para la conservación.

En términos de redacción y estilo, esta tesis se divide en dos secciones: la primera comprende tres capítulos enfocados a explicar ampliamente la biodiversidad, los problemas, estrategias e importancia de la conservación, especialmente en México (capítulo 1); las medidas tradicionales y las medidas alternativas para medir la biodiversidad con sus pros y sus contras (capítulo 2), y un enfoque más completo sobre las categorías de hábitos y dietas de los mamíferos, sus implicaciones ecológicas y su importancia (capítulo 3). La segunda parte se encuentra redactada en forma de artículo siguiendo las normas del Journal of Mammalogy y comprende la metodología, resultados, discusión y conclusiones. Al final se incluye un anexo con el listado de todas las especies incluidas en este trabajo, sus categorías de hábitos y dietas y el autor consultado para definir dicha categoría.

Cabe mencionar que esta tesis forma parte del Proyecto "Escalas y la Diversidad de Mamíferos en México", financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), donde participan otras tesis, que a su vez utilizarán como criterios alternativos índices de diversidad taxonómica, filogenética, de tamaño corporal y de diversidad beta. Como parte de este proyecto se elaboró una base de datos de la distribución de las 426 especies de mamíferos voladores y terrestres, con distribución no exclusivamente insular de la República Mexicana; la cual será accesible a personas e instituciones involucradas en investigación y en gestión ambiental a través del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), que depende de la CONABIO.

CAPITULO I

"Lo que a la humanidad importa salvar contra toda negación pesimista es, no tanto la relativa bondad de lo presente, sino la posibilidad de llegar a un término mejor por el desenvolvimiento de la vida, apresurado y orientado mediante el esfuerzo de los hombres. La fe en el porvenir, la confianza en la eficacia del esfuerzo humano, son el antecedente necesario de toda acción enérgica y de todo propósito fecundo." José Enrique Rodó.

BIODIVERSIDAD

En la actualidad vivimos en un mundo cambiante, progresista e industrializado, en el que ya no se puede hablar sólo de extinciones naturales, sino de extinciones antropogénicas, es decir, extinciones provocadas por el hombre o por sus acciones. Surge así la preocupación por recuperar lo que estamos perdiendo: nuestra biodiversidad o diversidad biológica.

La palabra biodiversidad, actualmente tan en boga, es un término que comenzó a adquirir relevancia pública tras la Reunión Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro en 1992. De una manera muy sencilla y general podemos decir que por biodiversidad se entiende toda la vida existente en la Tierra, el acervo genético, de especies, ecosistemas y procesos ecológicos que conforman nuestro planeta, sin los cuales el hombre no puede persistir (Mittermeier y Bowles, 1993).

La biodiversidad puede definirse como la variedad y variabilidad de todas las formas de vida, los complejos y procesos ecológicos en los que existen y en los que participan; y esto comprende la diversidad a diferentes niveles: genes, especies y ecosistemas (Bull, 1991). Es muy importante hacer hincapié en la diversidad a nivel genético, ya que siempre tendemos a pensar a lo grande, en las especies, los ecosistemas, y nos olvidamos que dentro de cada célula existen miles de genes portadores de variabilidad genética, la cual es la fuente primaria de toda variación y es el potencial de las especies para poder evolucionar (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Soulé, 1991).

Una vez definida la biodiversidad surgen una serie de preguntas, algunas de las cuales datan desde la época de Darwin, ¿por qué existen tantas especies diferentes?, ¿por qué no se encuentran distribuidas uniformemente en el planeta?, ¿es importante conservar la biodiversidad?, ¿por qué?

PATRONES DE LA BIODIVERSIDAD

Cada una de las especies vivientes en el planeta tiene diferentes requerimientos para su sobrevivencia y cada sitio en el planeta posee características que lo convierten en único y habitable sólo para un conjunto particular de especies (Brown y Maurer, 1989). A la vez encontramos que los patrones distribucionales de la biodiversidad no corresponden perfectamente a las condiciones físicas del ambiente; ambientes similares en continentes diferentes frecuentemente contienen especies sorprendentemente diferentes por lo que se deduce que los patrones de biodiversidad son resultado de la variedad de procesos evolutivos y ecológicos, eventos históricos y circunstancias geográficas (Schluter y Ricklefs, 1993). Sin embargo existen relaciones muy significativas entre el número de especies y las variables físicas del ambiente, patrones en la distribución de las especies que presentan cierta regularidad. Los patrones más significativos son (Brown y Gibson, 1983; Brown, 1988; Brown y Maurer, 1989):

-Gradiente latitudinal, al parecer el patrón más notable en la biogeografía. Este patrón se refiere a que, en general, existe un drástico incremento de especies de los polos hacia el ecuador, aunque este incremento no es igual para todos los taxa, y en algunos casos puede incluso estar invertido, con más especies a mayores latitudes (Simpson, 1964; Stevens, 1989; Wilson, 1974).

-Gradiente altitudinal: Así como el número de especies decrece al disminuir la temperatura conforme nos acercamos a los polos, también decrece conforme aumenta la altitud, es decir, a mayor altitud menor diversidad. Sin embargo estudios recientes han encontrado mayor riqueza en altitudes intermedias, y sobre todo en zonas tropicales (Graham, 1983; Stevens, 1992).

-Gradiente de aridez: La diversidad de especies tiende a ser menor al disminuir la humedad disponible; pero los ambientes extremadamente húmedos como los pantanos generalmente contienen menos especies terrestres que los ambientes más secos que los rodean. Aunque existen excepciones como la familia Heteromyidae que alcanza su mayor diversidad en regiones desérticas (Brown, 1975; Davidson, 1977).

-Gradiente de islas - tierras continentales: Territorios en islas pequeñas y aisladas tienen menor número de especies que territorios similares en el continente (MacArthur y Wilson, 1967).

-Gradiente de salinidad: La diversidad disminuye conforme la concentración de sales se desvía de sus valores normales, que en general en los océanos es de 35ppm y en las aguas dulces es de 2ppm (Vinogradova, 1962).

-Gradiente de profundidad: En los ambientes acuáticos la diversidad decrece con la profundidad (Vinogradova, 1962).

Los patrones de diversidad en el agua son similares a los de la tierra; los lagos pequeños, como las islas pequeñas tienen menos especies que los grandes; conforme aumenta la latitud disminuye la biodiversidad y podemos comparar el decremento de diversidad conforme aumenta la profundidad con el gradiente altitudinal. No hay que olvidar que toda regla tiene sus excepciones y que no todos los taxa reaccionan igual ante estos patrones de condiciones ambientales.

Existen diversas hipótesis propuestas para explicar estos patrones, aunque cada una propone un enfoque diferente no podemos decir que se excluyan, ya que como mencioné anteriormente la distribución de la biodiversidad es producto de varios factores (Brown, 1988; Brown y Gibson, 1983; Pianka, 1982):

La hipótesis de la escala temporal propone que la diversidad aumenta por medio de la colonización de otras biotas o por especiación y disminuye sólo a través de las extinciones, por lo tanto la dinámica de las especies es consecuencia del tamaño y estructura genética de las poblaciones así como de su distribución espacial y temporal. Esto a su vez se encuentra afectado por las variaciones espaciales y temporales del ambiente. En esencia, esta hipótesis propone que la variación en el número de especies es el reflejo de las variaciones físicas del ambiente (Graham, 1983; Pianka, 1966).

La hipótesis de la productividad se basa en que existe una fuerte relación entre la especiación, la diversidad y la productividad, lo que se atribuye al hecho de que la mayoría de las regiones o hábitats que contienen un gran número de especies, también son regiones altamente productivas. Un ejemplo son las zonas tropicales, donde la productividad es muy alta debido a la alta cantidad de energía disponible, sin embargo se han encontrado casos específicos para ciertos grupos de taxa en los que ocurre justamente lo contrario, por lo que no es la explicación más adecuada para la riqueza de especies (Stevens, 1989; Pianka, 1966).

La hipótesis de la heterogeneidad ambiental propone que las zonas con mayor variación espacial y microclimática facilitan la coexistencia de un mayor número de especies ya que estas situaciones favorecen la explotación de diferentes recursos, disminuyendo así la competencia; ofrecen mayor número de refugios y favorecen la especialización, es decir, ofrecen más opciones para que diferentes especies puedan satisfacer sus requerimientos (Boecklen, 1986; Graham, 1983; Pagel, *et al.* 1991).

La hipótesis de la estabilidad climática señala que los hábitats que tengan menos o ligeras variaciones climáticas tendrán mayor diversidad, ya que este tipo de "facilidades" permite a los organismos especializarse en cuanto al aprovechamiento de recursos se refiere y reduce el tamaño de los nichos. Supone que los medios inestables son poco predecibles y más inclementes para los organismos por lo que estos deben de ser más tolerantes y tener nichos más amplios, lo que da como resultado una menor diversidad (Stevens, 1989; Pianka, 1966).

El tiempo, la productividad, la heterogeneidad espacial y la estabilidad climática son factores que al interactuar dan como resultado diversidad de especies distintas en comunidades diferentes. Se han hecho pocos estudios completos sobre diversidad, y muchas veces aunque los patrones son claros, las explicaciones no lo son. Uno de estos estudios es el que se realizó con lagartijas del desierto en tres continentes y se observó que la mayor diversidad ocurre en las áreas donde los recursos son más accesibles para las lagartijas; en este caso la heterogeneidad espacial y la productividad determinan la diversidad de especies (Pianka, 1966). En contraste otro estudio de este tipo se llevó a cabo en los bosques deciduos del este de Norte América, y se encontró que la diversidad de los árboles se debe principalmente a la estabilidad climática y a la escala temporal (Krebs, 1978).

Esta variedad de patrones así como de hipótesis no son más que un reflejo de la gran biodiversidad de nuestro planeta, cuya complejidad no conocemos, ni entendemos por completo todavía, pero el hacerlo se convierte en una urgente necesidad si es que queremos conservar este invaluable legado de la naturaleza.

IMPORTANCIA DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

"Asignar un valor a algo que no poseemos y cuyos propósitos no podemos entender excepto en su forma más superficial, es en su esencia una presuntuosa tontería."
(Ehrenfeld, 1988).

Hasta la fecha sólo se han descrito aproximadamente 1.4 millones de especies de animales, plantas y microorganismos, de los cuales el 33% de las especies animales se encuentran en el mar y solamente el 17% se encuentran en la superficie terrestre y en aguas dulces. Sin embargo existen estimaciones de que el total de especies en la tierra pueda ser de 10, 30 o inclusive de 100 millones o más (Ceballos, 1993; Erwin, T.L., 1982; Erwin, T.L., 1983; May, 1988; Mittermeier y Bowles, 1993).

La riqueza biológica del planeta ha sobrevivido alrededor de 4 mil millones de años de evolución y continuamente es generada por procesos naturales que llevan de miles a millones de años, en lo que conocemos como proceso de especiación. Pero así como existe el proceso de especiación también existe el proceso contrario, el de extinción, y se calcula que actualmente el promedio de extinciones naturales al año es de 10^{-7} especies (Ehrlich y Wilson, 1991), por lo que la tasa de extinción es mucho mayor que la tasa de especiación, es decir, anualmente se pierden muchas más especies de las que se generan en miles de años. Una especie es un linaje diferenciado del resto de las unidades por la composición de su acervo genético y cada especie que desaparece de la faz de la tierra jamás vuelve a ser recuperada.

El proceso de extinción masiva al que nos estamos enfrentando es inducido por los seres humanos y es mucho mayor que las megaextinciones del Pérmico-Triásico y Cretácico-Terciario, y del Pleistoceno-Holoceno (Brown y Gibson, 1983). Hoy en día las extinciones son producto de la sobreexplotación de algunas especies de importancia económica, pero principalmente de la destrucción y alteración de los hábitats: la deforestación, la agricultura y ganadería extensiva, los desarrollos urbanos, la contaminación del suelo y mantos freáticos, los cambios climáticos a nivel global y la lluvia ácida (Ceballos y Navarro, 1991; Ehrlich y Ehrlich, 1992; Soulé, 1992).

Al hablar del aire que respiramos, el agua que bebemos, los suelos que sembramos, los mares en los que pescamos, las medicinas y comida que consumimos, las playas y los bosques que visitamos, deberíamos darnos cuenta de que dependemos de la diversidad biológica del planeta, de los ecosistemas y de sus procesos. Y, si tomamos en cuenta que todos dependemos de la biodiversidad en cualquiera de sus interminables manifestaciones y que esta dependencia es muy obvia en países como el nuestro, podemos darnos cuenta de la importancia que tiene el conservarla. Pero por si esto no pareciera tan obvio mencionaré algunos de los usos, y por lo tanto importancia, de la biodiversidad (Ehrlich y Ehrlich, 1992; Mittermeier y Bowles, 1993):

-Agricultura: Es necesario conservar las especies silvestres para poder aumentar el acervo genético de las especies cultivadas, y con mayor razón de las especies de importancia económica como es el café, del cual en Madagascar existen 50 especies silvestres diferentes, varias de las cuales no contienen cafeína.

-Salud Humana: La biodiversidad es una fuente de recursos para la obtención de medicamentos ya existentes y para los que se necesitan para combatir enfermedades nuevas como el SIDA. Esto es muy fácil de comprobar si tomamos en cuenta que el 25% de todas las medicinas en Estados Unidos contienen ingredientes activos provenientes de plantas y 3,000 antibióticos son derivados de microorganismos. Además la biodiversidad provee la base para el cuidado de la salud de aproximadamente el 80% de las personas en países en vías de desarrollo, por medio de lo que se conoce como medicina tradicional. Cabe mencionar que la mayoría de los recursos naturales han probado ser de gran utilidad para el hombre, por lo que es razonable pensar que la mayor parte de los que todavía no conocemos lo serán también.

-**Industria:** La biodiversidad es la base para muchas industrias en el mundo, actualmente en especial para la biotecnología, la cual empieza a desarrollarse y será una industria de mucho impacto. Otra industria que depende completamente de la biodiversidad es la del ecoturismo y turismo alternativo los cuales generan alrededor de 12 mil millones de dólares al año (Lindberg, 1991) y sigue creciendo.

-**Recreación:** La recreación se relaciona con la mantención del bienestar espiritual y psicológico de nuestra especie. Diversos estudios han demostrado los efectos dañinos en la mente humana después de largos episodios de permanencia en ambientes urbanos aislados de la naturaleza.

-**Bienestar del Planeta:** Los ecosistemas al encontrarse en buen estado mantienen la composición de gases de la atmósfera, y por lo tanto la estabilidad del clima, participan en la regulación del ciclo hidrológico, en la generación y mantenimiento de los suelos. En este caso es importante mencionar que no sabemos cuantas alteraciones pueda soportar un ecosistema sin que deje de proporcionarnos estos "servicios".

Además existe una razón que no podemos considerar instrumental ni utilitaria como las anteriores, y que aun que no refleja ningún provecho de tipo económico no debemos de olvidar, es el deber moral y ético que como seres humanos tenemos hacia todos los seres vivos y hacia nosotros mismos como especie. La biodiversidad tiene un valor intrínseco, independientemente de su valor instrumental o utilitario. Las especies tienen valor en sí mismas, un valor conferido por su larga herencia y potencial evolutivo y por el simple hecho de su existencia (Devall y Sessions, 1985; Ehrenfeld, 1981; Passmore, 1974). En este sentido creo que es conveniente recordar a Norton (1988) quien dice que el hecho de preguntarnos sobre el valor de la biodiversidad no es más que el reflejo de la arrogancia de la humanidad.

En la mayoría de los casos las discusiones sobre el valor de la biodiversidad se centran sobre su futuro potencial para innovaciones en biotecnología y nuevos fármacos, o en un reducido grupo de productos tropicales que se encuentran en el comercio. Sin embargo, el valor real de la biodiversidad es mucho más extenso y difícil de cuantificar e incluye la atenuación de los cambios climáticos, las cuencas de agua, y los valores geopolíticos, entre otros (Mittermeier y Bowles, 1993).

Por estas razones y muchas más debemos de reconocer que los recursos naturales de cada nación son de gran importancia para su sobrevivencia y por lo tanto dignos de conservarse por todos los medios posibles (Mittermeier y Bowles, 1993). Es importante recordar que el *Homo sapiens* ha co-evolucionado con el ambiente y por lo tanto la decadencia de uno conllevará a la decadencia del otro.

ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Una vez convencidos de que es necesario conservar la biodiversidad surge la obligada y nada sencilla pregunta, ¿cómo conservar? En primer lugar hay que buscar la raíz del problema, ¿conocemos suficiente sobre la biodiversidad y su manejo cómo para poder conservarla?, ¿es este el único problema al que nos enfrentamos?

Quisiera mencionar brevemente cuatro hipótesis sobre el desgaste de los recursos, las cuales proponen diferentes enfoques sobre este tema, sin embargo la importancia de éstas no radica en su individualidad, debemos de considerarlas en conjunto para que sean de utilidad, ya que la pérdida de la biodiversidad a la que nos enfrentamos hoy en día no es producto de un solo factor, sino de varios.

La primera es la hipótesis social, la cual considera que el problema principal es la necesidad de una reforma social, económica y política, ya que la crisis a la que se enfrenta la biodiversidad proviene de la injusticia social, de la pobreza y todo lo que esto acarrea. Lo que se propone es involucrar a las comunidades locales dándoles control sobre sus recursos y áreas naturales, así se beneficiarán directamente de la explotación directa e indirecta de sus recursos. De esta forma estas comunidades se darían cuenta de que si no cuidan estos recursos al final no tendrán oportunidad alguna de recibir los beneficios que éstos les proporcionan, por lo tanto los protegerán.

La segunda es la hipótesis poblacional, que propone que la creciente explosión demográfica acabará con la biodiversidad sin importar el sistema social, los cambios políticos y económicos que se puedan efectuar. Aunque le dan validez a la hipótesis social, señalan que las soluciones propuestas por esta hipótesis son más difíciles de obtener que un crecimiento poblacional nulo.

En tercer lugar se encuentra la hipótesis de manejo, que sugiere que la salvación de la biodiversidad yace en ajustes y cambios en el manejo de las áreas naturales y reservas, empezando con un aumento en el presupuesto avocado a esta área.

La última hipótesis es la de investigación y desarrollo, la cual también es conocida como la hipótesis de la ignorancia, ya que considera que la falta de conocimiento sobre la biodiversidad es el principal obstáculo para poder conservarla. Se requiere de más conocimiento sobre la biodiversidad, su destrucción por las actividades humanas y sobre su manejo (Soulé, 1992).

En la actualidad podemos dividir todas las acciones que se están tomando para conservar la biodiversidad en dos estrategias principales:

La primera, pero no la mejor, es la estrategia tradicional, la cual sugiere la conservación de áreas ecológicamente sensibles que se protegen excluyendo o minimizando el impacto del ser humano. La protección de estas áreas es muy importante y en algunos casos es el único medio posible para la conservación de ciertas especies o ciertos ecosistemas. Sin embargo, con este sistema sólo se protegen áreas limitadas y si tomamos en cuenta la creciente presión de la explosión demográfica y por lo tanto el aumento de la demanda del uso de la tierra, por este medio sólo se logrará la conservación de una pequeña porción de la biodiversidad mundial.

El principal problema que enfrenta esta estrategia es la fragmentación del hábitat, ya que esto conlleva serias implicaciones. Cuando un área natural es aislada del área mayor de la cual una vez formó parte se provocan una serie de cambios; al crear una frontera entre la comunidad natural y los alrededores altamente modificados se afecta a todas las especies cercanas a ella. Se provocan cambios biológicos ya que nuevas especies pueden invadir y reemplazar a las especies características del interior.

Muchas especies, principalmente de mamíferos pueden desaparecer si el tamaño de la reserva no es suficiente, especialmente si nos referimos a los grandes depredadores que requieren de extensas áreas para poder sobrevivir. En la actualidad todavía no se sabe cómo calcular el tamaño mínimo necesario para cada ecosistema y por lo pronto la mayor influencia sobre el tamaño de estas áreas está dado por la fuerte presión que ejerce la creciente población humana. Por lo general, se puede afirmar que mientras más pequeña sea el área aislada, mayor es el número de especies que se pierden y la biodiversidad que logra sobrevivir es poco representativa. Aun cuando existe un acuerdo general en que áreas pequeñas pueden contener tantas especies como un área de mayor tamaño, siempre y cuando no existan barreras para la dispersión, la tasa de extinción de especies es generalmente mayor en las áreas pequeñas (Soulé y Simberloff, 1986).

La probabilidad de sobrevivencia de una población local se encuentra positivamente relacionada con su tamaño, es decir, si el número de individuos de una población es bajo (entre 10 y 30) la probabilidad de extinción debido a eventos demográficos al azar es alta (Shaffer, 1981). Esto aunado a que la deriva génica en poblaciones pequeñas de menos de 100 individuos puede causar una pérdida progresiva en la variación genética, lo que se traduce en pérdida del potencial de adaptación (Beardmore, 1983; Franklin, 1980; Soulé, 1980) nos demuestra otra limitante de esta estrategia.

Es muy importante recordar que las comunidades en la naturaleza son en parte una consecuencia de procesos que operan a nivel local (por ejemplo, la derrama de agua), a nivel regional (por ejemplo, ciclos hidrológicos) y a nivel global (por ejemplo, clima). Por lo que la protección de la biodiversidad ya sea en reservas o sin ellas, depende de la estabilidad de estos procesos (Lovejoy, 1992). La integridad de un sistema natural depende de una serie de funciones críticas que garanticen una transferencia eficiente de energía y el mantenimiento de los ciclos de nutrientes. Esto le brinda al sistema, entre otras cosas, la capacidad de recuperación tras una perturbación y la capacidad de ser autorregulable y autosostenible sin la intervención del ser humano (Andersen *et al.*, 1991).

La segunda, es la estrategia del uso sostenible, la única estrategia efectiva y la que a largo plazo es capaz de obtener, de una forma realista una adecuada conservación de la biodiversidad (Olsson *et al.*, 1991). El uso sostenible se basa en el aprovechamiento adecuado de los recursos, es decir, la utilización de los recursos de forma que se permita su regeneración, mantenimiento y desarrollo en todos sus niveles: ecosistemas, hábitats, especies y genes.

Sin embargo, por más sencillo que parezca, el hombre todavía no ha aprendido a utilizar adecuadamente los recursos naturales, ya sea por falta de conocimiento o por sobreponer otro tipo de intereses, llámense políticos o económicos, y debido a la tremenda pérdida que está sufriendo actualmente la biodiversidad no podemos darnos el lujo de perder más tiempo en aprender. El problema es peor de lo que parece, los bosques tropicales solamente cubren alrededor del 7% de la superficie del planeta y contienen el 50% de todas las especies (Myers, 1988), y cada segundo 1/2 hectárea de selva es destruida. A menos de que actuemos rápidamente lo que queda de biodiversidad será destruida en menos de un siglo. Lo que llevó 150 millones de años en formarse, desaparecerá en tan sólo 150 años o menos (Barnard, 1992).

Entre conservación y desarrollo no debería haber conflictos ya que no puede existir un desarrollo sostenible si se degradan los recursos naturales (McNeely *et al*, 1990; IUCN, 1991). Para poder aprovechar adecuadamente la biodiversidad es necesario que exista mayor comunicación y participación conjunta de los gobiernos, la industria privada y la sociedad, no sólo dentro de cada país, si no también en todo el mundo, sin que las fronteras políticas sean un obstáculo, ya que la biodiversidad es un legado de toda la humanidad. Para que esto suceda es necesario empezar a cambiar algunas metas de la humanidad y ver el mundo desde otra perspectiva, pero, ¿podremos?

BIODIVERSIDAD EN MÉXICO Y EL RESTO DEL MUNDO

Las especies no se encuentran repartidas equitativamente en el planeta, ya que existen países con una alta biodiversidad y otros que se encuentran en el extremo opuesto, y es por esto que surge el concepto de países megadiversos. Este término fue desarrollado primeramente por Mittermeier en 1988 (Mittermeier y Werner, 1990) quien reconoce que un número pequeño de países, 12 de un total de 194 que actualmente existen albergan una desmedida proporción de la biodiversidad mundial y por lo tanto tienen una gran responsabilidad. De hecho se estima que algunos de estos países pueden tener alrededor del 60-70% de la biodiversidad del planeta. Algunos de los países megadiversos son: Brasil, Indonesia, Colombia y México, como los principales y los siguen en la lista Perú, Ecuador, Zaire, Madagascar, China, India y Australia (Mittermeier y Bowles, 1993).

De acuerdo con nuestra base de datos sabemos que México cuenta con 457 especies de mamíferos terrestres y voladores, 43 de mamíferos marinos (Auriolles, 1993; Salinas y Ladrón de Guevara, 1993), 1,060 especies de aves (Navarro y Benítez, 1993), 290 de anfibios y 704 de reptiles (Flores, 1993). Esto le otorga a México al compararlo con el resto del mundo el primer lugar en diversidad de reptiles, el segundo en mamíferos, el cuarto en anfibios y en plantas. Lo que en general representa el 10% de la diversidad biológica del planeta. (Ceballos y Navarro, 1991; Mc Neeley *et al.*, 1990; Mittermeier y Mittermeier, 1992; Smith y Smith, 1976; Toledo, 1988).

Por si esto fuera poco como para considerarnos un país sumamente privilegiado, México también cuenta con un alto índice de endemismos; 1,282 especies de vertebrados terrestres sólo se encuentran dentro de los límites geopolíticos de nuestro país (Flores y Navarro, 1993), de los cuales el 53% de las especies son reptiles, el 61% de especies son anfibios y el 33% de las especies son mamíferos (Flores, 1993; Mittermeier y Mittermeier, 1992). Cabe mencionar que los mamíferos endémicos se concentran en los órdenes Rodentia y Chiroptera (Ceballos y Rodríguez, 1993) y que los estados más ricos en especies de este tipo son Oaxaca, Chiapas, Veracruz y Guerrero (Flores y Navarro, 1993).

En lo que a flora se refiere, es importante subrayar que no sólo los bosques tropicales son los responsables de nuestra diversidad biológica. Los bosques de pino-encino mexicanos son los más diversos del planeta, con 55 especies de pinos, de las cuales el 85% son endémicas de México; los encinos son los segundos más diversos con 138 especies, y 70% son endémicas. Los desiertos albergan, entre otras plantas, la mayor variedad de cactáceas del planeta; además la gran diversidad de reptiles que se encuentran en el país se debe en parte a la variedad de desiertos, donde los reptiles son particularmente abundantes. Además en el país existen 220 familias de plantas fanerógamas que abarcan 2 410 géneros y 26 000 especies.

Los ecosistemas marinos también contienen una gran diversidad, un pequeño ejemplo son las 28 especies de mamíferos marinos han sido encontradas en el Golfo de California, lo que representa el 35% de los mamíferos marinos del mundo. El mar de Cortés también alberga una gran riqueza de especies de aves marinas, como las golondrinas elegantes (*Sterna elegans*) y las gaviotas Heerman (*Larus heermanni*). Además de la riqueza que albergan los arrecifes coralinos de Yucatán y Quintana Roo, y los ecosistemas del Golfo y Pacífico mexicanos (Mittermeier y Mittermeier, 1992).

Esta singular riqueza de especies se debe a los endemismos y a las afinidades zoogeográficas y es el resultado de la interrelación de factores que incluyen la posición geográfica, la accidentada topografía, la diversidad y heterogeneidad de hábitats y la historia geológica (Ceballos y Navarro, 1991). De hecho, México es el único país del mundo que contiene la totalidad de un límite continental entre dos regiones biogeográficas: la neártica y la neotropical (Arita, 1993; Brown y Gibson, 1983). La composición de la fauna mexicana es producto de los elementos de ambas zonas, es decir, provenientes de América del Norte y de América del Sur respectivamente, además de las formas endémicas que sólo se encuentran en la zona de transición (Arita y León Paniagua, 1993; Mittermeier y Mittermeier, 1992).

Esta gran zona de contacto se encuentra centrada en el Istmo de Tehuantepec y los estados de México que cuentan con mayor diversidad biológica se encuentran en ésta región, siendo Oaxaca el más rico, seguido de cerca por Chiapas, Veracruz, Guerrero y Michoacán. Los estados con más alto número de endemismos son: Baja California Sur, Baja California Norte y Oaxaca (Mittermeier y Mittermeier, 1992).

DIVERSIDAD DE MAMÍFEROS EN MÉXICO

La fauna de mamíferos en México es excepcionalmente rica y única. Tenemos más especies de mamíferos que el oeste de Europa, los Estados Unidos, Canadá o Australia. Los mamíferos voladores y terrestres en México se encuentran clasificados en 457 especies distribuidas en 157 géneros, 33 familias y 10 órdenes (Ramírez Pulido y Britton, 1981; Ceballos y Navarro, 1991). Esta diversidad representa aproximadamente el 24% de los órdenes del mundo, el 26% de las familias, el 75% de los géneros y el 11% de las especies (Nowak, 1991; Wilson y Reeder, 1993).

De acuerdo con nuestra base de datos el orden que contiene el mayor número de especies es el de los roedores (225 especies, 49.23%), seguido de los murciélagos (138 especies, 30.19%), continúan los carnívoros (33 especies, 7.22%), los insectívoros (22 especies, 4.81%), los lagomorfos (14 especies, 3.06%), los artiodáctilos (9 especies, 1.96%), los marsupiales (8 especies, 1.75%), los edentados (4 especies, 0.87%), los primates (3 especies, 0.65%) y por último los perisodáctilos (1, 0.21%).

La diversidad de formas ecológicas es igualmente asombrosa, existen mamíferos de todos los tamaños, desde diminutos ratones hasta grandes y ágiles pumas; en cuanto a hábitos la variedad también es muy grande, hay desde mamíferos excavadores hasta voladores, pasando por las diferentes formas terrestres, y en lo que se refiere a la alimentación se encuentran representadas todas las posibilidades de dietas (Arita y León Paniagua, 1993).

Podemos decir que la diversidad de mamíferos en México se debe principalmente al gradiente latitudinal, y después a un gradiente de heterogeneidad ambiental ya que se ha encontrado que las zonas planas poseen un menor número de especies que las zonas de mayor relieve topográfico, en este sentido el efecto peninsular se comporta de la misma manera, de hecho las penínsulas de Yucatán y Baja California contienen un menor número de especies ya que son zonas donde existen una baja heterogeneidad ambiental (Pagel, *et al.*, 1991; Simpson, 1964; Wilson, 1974).

Sin embargo el gradiente latitudinal presenta ciertas discontinuidades especialmente notorias en México debido a su ubicación en el continente americano; existe una disminución en el número de especies alrededor de las fronteras norte y sur del país (Simpson, 1964). Esto se debe a que existe un aumento de norte a sur de especies típicas de zonas templadas, como son las pertenecientes a los órdenes Insectivora, Carnivora, Artiodactyla, Rodentia y Lagomorpha, las cuales disminuyen en la zona de transición templado-tropical. A partir de ésta zona hacia el sur existe un incremento en número de especies muy pronunciado, lo que se refleja en un cambio en el tipo de fauna, esta vez principalmente tropical, donde aumentan las especies de los órdenes Didelphimorphia, Chiroptera, Xenarthra y Primates (Simpson, 1964; Wilson, 1974).

El incremento latitudinal de especies de mamíferos por unidad de área de las zonas templadas hacia los trópicos no es una característica de toda la clase Mammalia (Wilson, 1974). El hecho de que las zonas tropicales mantengan un mayor número de especies de mamíferos se debe en gran medida a los murciélagos, animales tropicales que representan cerca de un tercio de las especies de mamíferos. Si se excluye a los murciélagos del análisis, el gradiente latitudinal es mucho menos claro (McCoy y Connor, 1980; Wilson, 1974). Es por esto que es importante subrayar que los factores que promueven la diversidad de los mamíferos terrestres y de los voladores son distintos.

La diversidad de mamíferos terrestres se encuentra asociada a zonas de alta heterogeneidad ambiental (Arita, 1993; Wilson, 1974), en cambio la riqueza de especies de murciélagos se encuentra determinada por las condiciones de temperatura y precipitación que están asociadas con el gradiente latitudinal (Arita y León Paniagua, 1993).

Como diría Wilson (1974), el hecho de que los murciélagos sean dominantes en los trópicos no es algo para sorprenderse. En primer lugar, los recursos alimenticios (flores, frutas e insectos) se encuentran presentes todo el año, en segundo, los vuelos nocturnos a la vez que disminuyen el riesgo de depredación, les facilitan el acceso a dichos recursos, ya que en las zonas tropicales la productividad primaria se encuentra concentrada en el dosel. A su vez esto podría ser una de las razones por las que disminuye el número de mamíferos no voladores, de hecho las especies terrestres que habitan esta zona son en su mayoría de hábitos semiarborícolas y arborícolas (Fleming, 1973).

La mayor diversidad de mamíferos terrestres en las zonas templadas se debe a su mayor capacidad para sobrevivir regímenes climáticos y alimenticios rigurosos. De hecho tienden a ser más generalistas, a diferencia de los murciélagos, ya que frecuentemente no pueden depender de los mismos recursos alimenticios todo el año (Fleming, 1973; Wilson, 1974). Además Pagel *et al.* (1991) encontraron que en zonas con alta diversidad de hábitats los mamíferos no voladores presentan una mayor densidad en número de especies como resultado de la disminución en las áreas de distribución, por lo que presentan una mayor especificidad de hábitat en zonas más heterogéneas, abarcando sólo uno o dos tipos de hábitat.

Un factor muy importante que incrementa la diversidad de mamíferos en México es el alto grado de endemismos, casi un tercio de las especies terrestres (144) son endémicas (Ceballos y Rodríguez, 1993). El Eje Volcánico Transversal, las selvas bajas de la costa del Pacífico mexicano y las costas del Golfo de California son áreas particularmente ricas en endemismos (Arita y León Paniagua, 1993). Se cree que esto se debe a los procesos de aislamiento geográfico de la fase final del Pleistoceno y el Holoceno que permitieron la evolución de las formas endémicas de estas zonas (Ceballos y Navarro, 1991).

Al hablar de la megadiversidad de México es necesario tomar en cuenta su posición geográfica y la extensión territorial, ya que la mayoría de los países megadiversos tienen una fuerte influencia tropical y todos son de más de un millón de kilómetros cuadrados de extensión (Arita y León Paniagua, 1993). En un análisis efectuado por Arita (1993) en el que controla el efecto del área de los países se encontró que la riqueza de mamíferos no voladores de México es mayor que la que se esperaría para un país de su extensión. Pero por el contrario, la riqueza de especies de mamíferos voladores del país es casi exactamente la esperada para un país del tamaño y posición geográfica de México. Es decir, a nivel local la riqueza de especies de México no es mayor que la de otras áreas tropicales.

CONSERVACIÓN EN MÉXICO

Al igual que en el panorama a nivel mundial, la situación en la que se encuentra México también es apremiante. Se estima que en nuestro país son deforestadas anualmente alrededor de 500 000 hectáreas, lo que nos coloca entre los países que tienen las más altas tasas de deforestación del mundo (Toledo *et al.*, 1989). De las 457 especies de mamíferos terrestres, el 31% (139) se encuentran en cierto grado de riesgo de extinción (Ceballos y Navarro, 1991), mientras que casi la totalidad de las 43 especies de mamíferos marinos registrados en el país se consideran con problemas de conservación. El número de especies de mamíferos en riesgo se clasifican de la siguiente manera: 9 especies se han extinguido o desaparecido, 41 se encuentran en peligro de extinción, 33 amenazadas y 46 se consideran frágiles (Ceballos, 1993). Según datos de la Norma Oficial Mexicana (1994), 90 especies de mamíferos son raras, 32 se encuentran en peligro de extinción y 116 amenazadas.

En la búsqueda de la estrategia adecuada para la conservación, Myers (1988) creó el término de áreas críticas amenazadas, llamadas en inglés "hot spots", estas áreas críticas, unas 15 en total, ocupan aproximadamente 1% de la superficie del planeta y aunque sólo representan el 12% de los bosques tropicales que aun existen, albergan entre 30 y 40% de la biodiversidad terrestre del planeta y el sur de México está señalado entre ellas (Mittermeier y Mittermeier, 1992).

Como mencioné anteriormente una de las principales estrategias de conservación es la tradicional, la cual se está empleando actualmente en México en lo que se conoce como el Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

A pesar de todos los inconvenientes de esta estrategia, por el momento, ha resultado ser la solución más práctica; sin embargo, sólo el 2 ó 3% del territorio nacional está incluido en este sistema y todas éstas áreas presentan serios problemas, entre los que destacan la tenencia de la tierra, los asentamientos humanos, la tala ilegal, los incendios, la cacería y la carencia de infraestructura para la población (Ceballos y Navarro, 1991). Además en este sistema no están incluidos, o están pobremente representados ecosistemas esenciales para la conservación de la diversidad del país como son los ecosistemas marinos, las selvas bajas, esteros, marismas, desiertos y pastizales (Ceballos, 1993).

La gran diversidad del país se atribuye al hecho de que la mayoría de las especies son de distribución restringida, lo que disminuye la probabilidad de que dos zonas del país compartan las mismas especies, lo que significa que para conservar la biodiversidad de México se necesitaría un gran número de reservas (Arita y León Paniagua, 1993).

Sin embargo, a pesar de todas las oportunidades que nos ofrecen las reservas de la biósfera (como centros de investigación, para la creación de inventarios, para la protección de especies en peligro de extinción, etc.), aun en el caso de que llegáramos a manejarlas con una estrategia adecuada y buenas medidas de protección de la biodiversidad; aun si las complementamos con una red de parques y otras áreas protegidas diseñadas para conservar especies en peligro, fracciones de ecosistemas en riesgo y especies endémicas, las cuales tienen una distribución restringida lo cual las convierte en particularmente vulnerables para la extinción (Arita *et al.*, 1990); aun si se cumplieran todas estas condiciones, lo que va a decidir la conservación a largo plazo de la gran parte de la biodiversidad será lo que ocurra "fuera" del sistema de áreas protegidas. Por "fuera" se entiende todos los espacios con relativo poco uso humano: bordes de ríos, formaciones secundarias, declives de montañas y otras áreas escarpadas, áreas agropecuarias y forestales de uso extensivo e incluso sistemas agropecuarios tradicionales. Para este inmenso conjunto de tierras hay que desarrollar las bases científicas y sociales para la conservación e incluso el manejo de la diversidad biológica (Halffter, 1992).

Gómez-Pompa (1992) propone algunas recomendaciones para la conservación de la biodiversidad, en especial en países tropicales, debido a que las considero importantes quisiera citarlas textualmente:

- "La conservación de la diversidad genética y biológica es responsabilidad de toda la humanidad, por lo que de acuerdo con su potencial económico, cada nación debe participar en la conservación de la naturaleza desde el ámbito nacional hasta el internacional.

- Los países tropicales deben desarrollar una infraestructura de investigación científica y tecnológica para beneficiarse directamente de sus propios recursos naturales.
- Las estrategias nacionales de desarrollo deben de incluir la conservación *in situ* de su biodiversidad, especialmente los agroecosistemas tradicionales con su vegetación acompañante que mantiene una diversidad genética muy importante.
- El conocimiento y la experiencia, buena o mala, de campesinos y grupos indígenas debe ser reconocida e incluida en las estrategias locales de conservación. Los habitantes de áreas ecológicas frágiles deben ser tomados en cuenta en las decisiones que afecten sus vidas y deben ser compensados por aquellas acciones de conservación que limiten su propio desarrollo económico.
- Debe hacerse una consideración muy seria sobre la posibilidad de crear impuestos internacionales o nacionales para aquellas actividades o productos basados en recursos silvestres o en cultivadores de agroecosistemas tradicionales. Los fondos deben de ser canalizados totalmente hacia acciones que favorezcan la conservación biológica y el uso sostenible de los recursos naturales y especialmente para compensar a aquellos que han pagado los costos de su conservación para beneficio de la humanidad.”

México es un país rico no sólo en cuanto a biodiversidad se refiere, también lo es en cultura, y es que a lo largo de la historia, la cultura del hombre ha sido, en gran medida, el resultado de su interacción con el ambiente. Toda esta riqueza nos brinda un sitio privilegiado mundialmente hablando, pero también nos enfrenta a un gran reto, en donde el factor tiempo es una gran apremiante. Es por esto que en México debemos de otorgarle a la conservación de la biodiversidad una prioridad similar a la de la educación, la salud, la economía y la seguridad nacional, debemos procurar incluir en la contabilidad económica los costos y beneficios del uso de los recursos naturales, debe de haber un esfuerzo especial para desarrollar actividades comerciales ecológicamente sostenibles y debemos de seguir haciendo grandes esfuerzos en lo que a política poblacional se refiere (Sarukhán, 1992).

Debemos de considerar a la economía, la educación y el ambiente como factores fuertemente relacionados, que no tienen por que competir, muy por el contrario deben avanzar paralelamente para poder conservar nuestra biodiversidad.

Aunque el panorama no es muy optimista, está en nuestra capacidad el modificar lo más posible la tasa de destrucción de la biodiversidad, y pequeños cambios en las tasas pueden producir grandes efectos a largo plazo (Soulé, 1985).

CAPITULO II

MEDIDAS DE LA BIODIVERSIDAD

Actualmente se considera a las medidas de la biodiversidad como indicadores del bienestar de los ecosistemas, es por eso que para poder enfrentarnos al reto de la conservación de la biodiversidad primero tenemos que aprender a cuantificarla correctamente. Una vez más lo que pareciera sencillo es en realidad bastante complicado y hasta la fecha existe un fuerte debate alrededor de este tema.

Al igual que muchos otros patrones ecológicos la diversidad de especies varía de acuerdo con la escala espacial con la que se estudie, es por esto que podemos estudiar la biodiversidad desde tres puntos de vista diferentes (Arita, 1993; Brown, 1988; Brown y Gibson, 1983; Cody, 1993; Ricklefs y Schuller, 1993):

- 1) Diversidad alfa (α); trata sobre la diversidad a nivel local y se refiere al número de especies en un tipo de hábitat, localidad o sitio en particular.
- 2) Diversidad beta (β); diversidad a nivel regional, es decir, entre diferentes hábitats. Nos muestra el recambio de especies de un hábitat a otro o de un área determinada o otra adyacente.
- 3) Diversidad gama (γ); describe las diferencias de biodiversidad entre áreas ampliamente separadas pero con hábitats similares, como serían los bosques tropicales en distintos continentes. La diversidad gama es el producto de la diversidad alfa de las comunidades y el grado de diferenciación entre ellas (diversidad beta).

Tanto la diversidad alfa como la gama se expresan en número de especies, pero la diversidad beta se mide con el cambio en la composición de las especies.

Podemos decir que la diversidad en un área grande (diversidad gama) se divide en dos componentes: en el local (diversidad alfa) y en el recambio de especies entre hábitats o localidades (diversidad beta). Whittaker (1972) considera que esta división en la biodiversidad es necesaria para poder entender la contribución que efectúan los procesos a gran escala en la diversidad local, ya que nos explican la conexión que existe entre la riqueza de especies a nivel local y a nivel regional.

En este contexto podemos decir que el hecho de que un país tenga una gran diversidad puede deberse a dos condiciones:

- a) A una alta diversidad alfa, es decir, que todos los sitios o la mayoría de ellos tengan una gran riqueza de especies.
- b) A una alta diversidad beta, o sea, que los sitios no sean particularmente ricos, pero que sean muy distintos entre sí (lo que nos indica que las especies tienen un área de distribución restringida); por lo tanto la suma total de especies del país será alta.

Si un país tiene una gran riqueza alfa con la creación de unas cuantas reservas se conserva un alto porcentaje de la diversidad de dicho país. Sin embargo en un país de alta diversidad beta, como México, se necesitaría un sinfín de reservas para poder conservar un porcentaje significativo de la biodiversidad, lo cual dificulta considerablemente la conservación (Arita y León Paniagua, 1993).

Una vez decidido el punto de vista desde el cual se quiere medir la biodiversidad es necesario escoger el método adecuado para hacerlo, y cabe mencionar que el panorama es muy amplio.

Medidas Tradicionales

Las medidas de la diversidad toman en cuenta dos factores principalmente: la riqueza de especies, es decir, el número de especies, y la equidad, que se refiere a la igualdad en la abundancia de especies. Una alta equidad ocurre cuando las especies son igual o prácticamente igualmente abundantes, lo que se relaciona con una alta diversidad. La diferencia entre los diferentes métodos e índices recae en el peso que se le otorga a la riqueza de especies y a la equitabilidad.

Las medidas tradicionales de la diversidad se pueden dividir en tres categorías principalmente (Krebs, 1978; Magurran, 1988.):

- a) Modelo de riqueza de especies, es el método más antiguo y más sencillo para medir la biodiversidad y es esencialmente la medida del número de especies en un área determinada. El principal problema de este método es que trata por igual a las especies raras y a las comunes. Además el número de especies está directamente relacionado con el tamaño del área de muestra.
- b) Modelos de abundancia de especies, estos modelos describen la distribución de la abundancia relativa de especies en la localidad analizada.
- c) Índices, los cuales se basan en la proporcionalidad de abundancia de especies, uniendo la riqueza de especies con la equitabilidad.

Modelos de Riqueza de Especies

Los modelos de riqueza de especies miden la biodiversidad de una forma más o menos intuitiva y evaden los principales problemas a los que se enfrentan los índices. Por lo tanto, siempre y cuando se considere correctamente el tamaño del área de muestreo, estos modelos proveen la forma más rápida y comprensible para medir la diversidad (Magurran, 1988).

Estos modelos se dividen a su vez en dos categorías, riqueza de especies numérica y abundancia de especies. La primera se refiere estrictamente al número de especies por número específico de individuos o de biomasa (Kempton, 1979). Este modelo no es muy utilizado, sin embargo es popular en los estudios acuáticos. El segundo se refiere al número de especies por área específica de muestreo (Hurlbert, 1971), el cual es frecuentemente utilizado por botánicos. En ambos casos el principal problema es poder garantizar que las áreas de muestreo sean exactamente del mismo tamaño y que el esfuerzo de muestreo también sea igual.

Para medir la riqueza de especies se pueden utilizar dos índices, el de Margalef y el de Menhinick (Magurran, 1988):

Índice de Margalef $D = (S-1) / \ln N$

Índice de Menhinick $D = S / \sqrt{N}$

en donde:

S= número de especies registradas.

N= número total de individuos sumados sobre todas las especies S.

Modelos de abundancia de especies

Al analizar los datos de riqueza de especies se observa que existe un patrón en la abundancia de las especies: Se presentan pocas especies muy abundantes, algunas exhiben mediana abundancia y la mayoría son abundantes. Este patrón es la base de los modelos de abundancia de especies. Estos modelos utilizan toda la información encontrada en la comunidad muestreada y proporcionan una descripción muy completa de los datos.

En este caso generalmente se utilizan cuatro modelos principales que son: el de distribución log normal, las series geométricas y logarítmicas y el de la barra partida de Mac Arthur. En estos modelos existe una marcada progresión que va desde las series geométricas que consideran pocas especies como dominantes y el resto de las especies como raras, continuando las series logarítmicas y la distribución log normal donde las especies de abundancia intermedia son más comunes hasta el modelo de Mac Arthur donde las especies son igualmente abundantes. Debido a esto se presenta una equidad mayor en el modelo de Mac Arthur y una baja equidad en las series geométricas (Magurran, 1988).

Indices

Un índice trata de caracterizar la diversidad de una muestra o una comunidad combinando el número de especies y las densidades relativas por medio de un solo número. Los índices más frecuentemente utilizados son el de Shannon-Wiener y el de Simpson (Brown, 1988; Magurran, 1988).

El índice de Simpson es considerado como una medida de dominancia ya que le otorga mayor importancia a la abundancia de las especies comunes por lo que es poco sensible a la riqueza de especies (Magurran, 1988). Este índice mide la probabilidad de capturar dos organismos al azar y que correspondan a especies diferentes.

El índice de Shannon-Wiener combina dos componentes de la diversidad, el número de especies y la equidad de individuos dentro de las especies. Un mayor número de especies y una distribución más equitativa aumenta la diversidad de especies cuando se utiliza este índice. Estrictamente hablando, sólo debe ser utilizado en muestras al azar en grandes comunidades en donde el número de especies es conocido (Hurlbert, 1971; Krebs, 1978).

$$H' = - \sum (P_i) (\ln P_i)$$

en donde:

H' = índice de diversidad de especies.

S = número de especies

P_i = proporción del total de la muestra correspondiente a cada especie(i).

La equidad puede ser medida de diferentes formas, sin embargo la más sencilla es preguntarnos ¿Cuál sería la diversidad de especies de ésta muestra si el número de especies fuera igual en abundancia?

$$H'_{\max} = -S (1/S \ln 1/S) = \ln S$$

en donde:

H_{max} = diversidad de especies bajo condiciones de máxima equitabilidad.

S = número de especies en la comunidad.

$$E = H' / H'_{\max}$$

en donde:

E = equidad (rango de 0 a 1).

H' = diversidad de especies observada

H'_{\max} = diversidad de especies máxima.

Según Magurran (1988), el índice de Shannon-Weiner tiene una capacidad discriminante moderada, se considera una medida de riqueza de especies, no es muy difícil de calcular y es ampliamente utilizado. A la vez Whittaker (1972) considera que es fuertemente afectado por la importancia de las especies que se encuentran a la mitad de la secuencia y es relativamente independiente del tamaño de muestra, siempre y cuando éstas no sean muy pequeñas.

Además éste índice se limita a un solo grupo taxonómico (ej: aves) y considera a todas las especies como iguales (ej: un gorrión es equivalente a un halcón al contar a las especies presentes en el área de muestreo; Cousins, 1991).

La utilidad de estos índices en ecología es muy discutida (Brown, 1988):

- 1) los datos exactos sobre la densidad de poblaciones necesarios para calcular los índices por lo general no son accesibles a escalas geográficas.
- 2) la distribución de las abundancias entre biotas diferentes tiende a ser similar.
- 3) generalmente las especies de baja abundancia (especies raras) desaparecen en los cálculos.
- 4) no pueden utilizarse para estudiar biotas ya extintas.

Algunos Problemas que presentan las Medidas Tradicionales

El principal problema de las medidas tradicionales es que enumeran a las especies sin tomar en cuenta sus diferentes características ecológicas y asumen que las comunidades se encuentran organizadas de una manera más o menos homogénea (Schluter y Ricklefs, 1993). Por lo tanto tampoco reconocen que la diversidad es un aspecto importante de la estructura de las comunidades (Hurlbert, 1971). Esto es mucho más importante de lo que pudiera parecer y quisiera demostrarlo con un ejemplo: En el diseño de reservas naturales el término de "población mínima viable" es de suma importancia y considera la heterogeneidad taxonómica, genética y ecológica, por lo que si no se toman en cuenta ninguna de éstas características ¿cómo se supone que se pueda crear una reserva exitosa?

En la interpretación y conservación de la diversidad es muy importante considerar los aspectos biológicos y evolutivos así como las perspectivas matemáticas. Es muy difícil aplicar medidas complejas y métodos matemáticos a muestreos de comunidades, y generalmente los métodos más sencillos son los mejores, como diría Whittaker (1972): "la claridad biológica debe de ser antepuesta a la elegancia matemática".

La diversidad de especies varía en función del número de individuos, tamaño del área, variedad de hábitos muestreados y los métodos de muestreo, por lo que si esto no se considera y se ajusta de manera igual para todas las colectas (lo cual es muy difícil de lograr), las comparaciones que se hagan no serán significativas (Hurlbert, 1971; Schluter y Ricklefs, 1993). Tampoco consideran que mientras más abundante es una especie en particular, mayor es su importancia dentro de la comunidad (Dickman, 1968), además de que la importancia de una especie no se encuentra necesariamente reflejada por su relativa contribución al valor de **H** de la comunidad.

A pesar de que lo ideal sería preservar un máximo de la biodiversidad, actualmente varios autores (Whittaker, 1972; May, 1990; Van-Wright, *et al.*, 1991; Faith, 1992; entre otros) sugieren que la limitante de recursos económicos y la premura con la que las especies desaparecen de la faz de la tierra nos obligan a dar prioridades de conservación a diferentes taxa, lo cual se decide con base a la importancia (ecológica, económica, taxonómica y evolutiva) que cada unidad taxonómica tiene, y esto no se puede hacer con las medidas tradicionales.

Medidas Alternativas

Las carencias de las medidas tradicionales y el avance de la biología que actualmente reconoce que debe de ser una ciencia interdisciplinaria, y la necesidad de conservar la biodiversidad llevó a la creación de las medidas alternativas. Estas medidas consideran como puntos principales la taxonomía y evolución de las especies y sus características ecológicas. La filogenia, la biogeografía (juntas conocidas como sistemática) y la ecología hoy en día tienen un interés común en la diversidad: su conservación. Claro está que cada una le da más importancia a alguna de las características anteriormente mencionadas,

pero por lo general se reconoce que una sola característica no es suficiente para definir prioridades de conservación, y también reconocen que independientemente de estas características, la importancia económica de cada especie es, a su vez, un factor decisivo.

Uno de los grandes avances de las medidas alternativas es el considerar la necesidad de conocer a la diversidad para poder conservarla. De hecho, esto se inició desde que Mc Nab (1963) demostró que el tamaño corporal, las estrategias tróficas, la tasa de metabolismo y el tamaño del rango hogareño se encuentran interrelacionados. Además, la tasa de flujo de energía en una población determina su biomasa y por lo tanto su densidad, la cual es muy importante ya que se encuentra relacionada con la probabilidad de extinción (Eisenberg, 1980). Por lo que una vez más la gran carencia de las medidas tradicionales se convierte en la panacea de las medidas alternativas.

Las medidas alternativas se pueden dividir en medidas de diversidad ecológica, las cuales consideran la masa corporal, las cadenas tróficas, dietas, hábitos, distribución e interrelaciones en las comunidades y en medidas de diversidad filogenética y taxonómica, que toman en cuenta la historia evolutiva de cada especie y los valores taxonómicos jerárquicos respectivamente.

Diversidad Filogenética y Taxonómica:

"Algunos se sorprenderán al saber que la taxonomía embebida en los árboles jerárquicos de los sistemáticos va de la mano con la ecología, en este naciente cálculo de la biodiversidad. No debe de ser ninguna sorpresa que sin la ayuda de la taxonomía para darle forma a los ladrillos, y de la sistemática que nos indica como acomodarlos, la casa de la ciencia biológica sería una mezcla sin sentido." May, 1990.

La importancia de considerar la historia filogenética de los grupos que se estudian ha sido resaltada por Harvey y Pagel (1991) y Arita (1993) entre otros autores, quienes consideran que si se utiliza indiscriminadamente a las especies como datos independientes, entonces los estudios no son muy buenos ya que niegan el hecho de que especies cercanamente relacionadas son más similares entre sí que otras especies que se encuentran lejanamente relacionadas. La diferencia entre las especies aumenta si pertenecen a taxa más altos y diferentes, los taxa mayores (familia, orden, clase, etc.) reflejan grandes diferencias progresivas en la anatomía (Cousins, 1991).

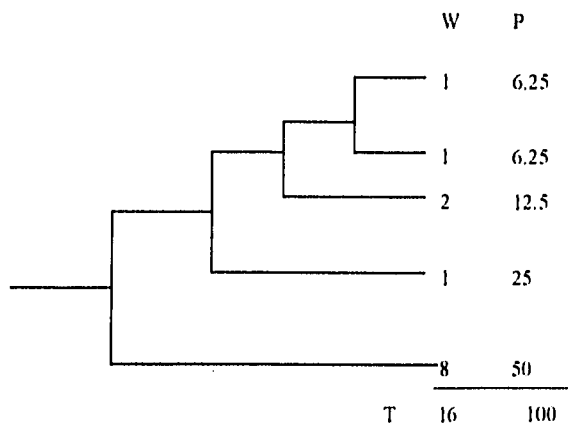
Si asumimos que la radiación de especies es una parte muy importante del proceso de evolución entonces debemos de conocer donde se originaron las innovaciones en la evolución de los linajes (no de las especies individualmente) y como se distribuyeron por el planeta. Esto se estudia a través de la filogenia y la biogeografía. Por medio de la sistemática podemos encontrar las áreas críticas para conservación, de hecho se considera a la filogenética como una de las herramientas más útiles que han surgido en los últimos 20 años, y sus predicciones son directamente aplicables a medidas de conservación (Erwin, 1991).

En este tipo de medida de la diversidad, el principal problema al que se enfrentan los taxónomos es el de poder cuantificar las diferencias entre los taxa, a lo que la sistemática ofrece dos posibilidades:

- 1) medidas de similitud, las cuales se basan en distancias fénéticas y genéticas; y
- 2) relación de grupos, basada en las relaciones cladísticas, siendo esta la forma más aceptada.

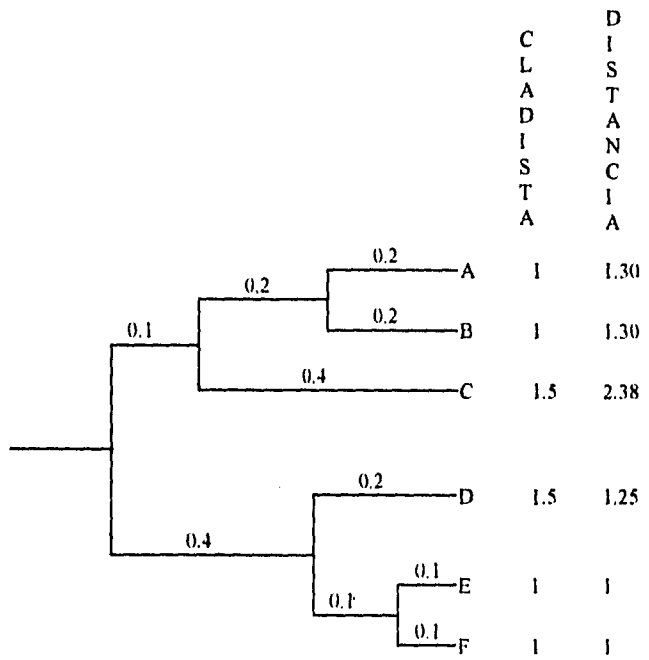
En este contexto surgen diferentes propuestas. Atkinson (1989) sugiere que en el caso de encontrarnos con dos taxa en peligro de extinción o amenazados, siendo una especie muy distinta y no relacionada a las demás especies, y siendo la otra una especie ampliamente distribuida y común, lo más razonable sería darle prioridad a la especie taxonómicamente más diferente.

Van-Wright *et al.* (1991) proponen la creación de árboles jerárquicos basados en la taxonomía del grupo; se le da el mismo valor a los grupos del mismo rango taxonómico con respecto a la suma de los valores del taxa terminal. Esto se logra asignándole a cada miembro terminal del rango más bajo un valor de uno a cada uno, y proporcionando al grupo hermano un valor igual y así en todo el árbol. Se obtienen entonces grupos hermanos con el mismo valor y las especies taxonómicamente distintas adquieren valores más altos. Sus ideas se basan en la información contenida en la topología de una clasificación jerárquica en particular. Para cada especie o punta de la rama del cladograma, se marca la línea hasta la raíz del árbol contando los nodos para las diferentes especies. El índice de distinción taxonómica es inversamente proporcional al número de nodos.



Índice de distinción taxonómica de Van-Wright *et al.* **W** es el peso aplicado a los grupos hermanos. **P** es el porcentaje de distribución para cada taxa terminal en el total de diversidad. (Tomado de Van-Wright *et al.* 1990).

El método de Van-Wright *et al.* se enfrenta a diferentes problemas, May (1990) observa que este método tiene la ligera desventaja de no considerar el número de ramas que surgen en cada nodo, por lo que sugiere que se cuenten no sólo el número de nodos entre la raíz y la punta de la rama, sino que también se sume el número de ramas existentes en dichos nodos.



Esta figura nos muestra las diferencias de los resultados obtenidos con el método de Van-Wright *et al.* (columna Cladista) y el de Crozier (columna de distancias). Van-Wright *et al.* le dan más peso a **C** y **D**, por que la longitud de las ramas es arbitraria, por lo tanto no es indicativa de la extensión de los cambios evolutivos, mientras que Crozier si lo considera por lo que le da mayor peso a **C**. (Tomado de Crozier, 1992).

Crozier (1992) también propone una metodología alternativa a Van-Wright *et al.*, (1991), en la que resuelve algunos de los problemas a los que se enfrenta este método. Este método se basa en la longitud de las ramas que se obtiene por medio de las distancias genéticas y asume que la distancia genética es directamente proporcional a los cambios en los caracteres biológicamente importantes. A diferencia de Van-Wright *et al.* la posición del taxón con respecto a la raíz del cladograma no indica la divergencia o la adquisición de diversidad genética.

Erwin (1991) se basa principalmente en la filogenia de las especies y considera que los métodos alternativos para conservar la biodiversidad no deben basarse en la conservación de taxa endémicos no radiantes, ya que esto sería equivalente a salvar fósiles vivientes, lo cual no brinda ninguna protección a los procesos evolutivos y a los ecosistemas que generarán la biodiversidad futura.

Diversidad ecológica

"Cada especie existente en el planeta tiene diferentes requerimientos para su existencia y variaciones características en su abundancia en el espacio y el tiempo. Cada lugar en la tierra también es diferente y se encuentra habitado por un grupo particular de especies".
Brown y Maurer, 1989.

Esta cita en pocas palabras nos expresa la importancia de la diversidad ecológica. Las especies forman parte y se encuentran íntimamente afectadas por el entorno al que pertenecen y sus características ecológicas son las que les permiten vivir en dicho sitio.

En la actualidad, después de un largo tiempo en el que no se consideraba como importante a la influencia que ejercen la masa corporal, dietas, hábitos, etc. en la fisiología y morfología funcional por fin empieza a cambiar el panorama. Como cita LaBarbera (1989) "la realidad depende del tamaño", lo cual también podemos aplicar a las diferentes características ecológicas, y no lo podemos evadir al intentar realizar un estudio sobre la biodiversidad que se considere como completo.

Como mencioné anteriormente las medidas alternativas de diversidad biológica consideran la masa corporal, las cadenas tróficas, dietas, hábitos e interrelaciones en las comunidades. Al igual que en las medidas de diversidad filogenética y taxonómica lo primero que hay que hacer es asignar un valor a las especies para así poder delimitar las zonas de prioridad en términos de conservación.

En cuanto a masa corporal, dietas y hábitos se refiere, lo que generalmente se hace es contar el número de especies que se encuentran dentro de una categoría determinada. Cabe mencionar que al clasificar a las especies en categorías distintas se les considera como diferentes. Una vez obtenido éstos datos se pueden analizar con un índice tradicional, Fleming (1973), por ejemplo, utiliza el índice de Shannon-Wiener en un estudio de diversidad ecológica de mamíferos.

En el caso de la masa corporal se han encontrado diversas relaciones y patrones de suma importancia para la conservación. De hecho existe una fuerte asociación entre la abundancia local y la masa corporal; en mamíferos neotropicales no voladores las especies mayores tienen densidades locales bajas (Eisenberg, 1980; Robinson y Redford, 1986). La masa corporal, o cualquier variable relacionada al tamaño parece ser un factor determinante entre la distribución y la abundancia (Arita, 1993). Los mamíferos de mayor talla tienden a poseer densidades más bajas y áreas de distribución más amplias.

La rareza se encuentra asociada con la masa corporal. Y también está claro que tanto la posición taxonómica como la dieta tienen una fuerte influencia sobre la masa corporal. Muchos parámetros de las historias de vida están relacionados con la densidad local y el área de distribución y no son independientes de la masa corporal (Arita *et al.*, 1990).

En cuanto a dietas se refiere, al medir la diversidad de dietas se realiza una comparación de la cantidad de biomasa entre regiones distintas y también se mide, aunque de manera indirecta, la diversidad fisiológica y morfológica (fuertemente relacionado con diversidad de hábitos y de masa corporal), ya que dependiendo de la dieta se requiere de diferentes modificaciones físicas (Eisenberg, 1981).

La diversidad de dietas y las cadenas tróficas ejercen una gran influencia en la medida de la diversidad. Los diferentes niveles de actividad trófica: depredación, parasitismo, herbivoría, etc., se encuentran asociados con diferentes niveles de riqueza de especies dentro de un mismo taxón (Cousins, 1991).

Las medidas de diversidad ecológica se encuentran relacionadas con la disponibilidad de energía, la cual, a su vez, nos muestra diferentes patrones de densidad. Se ha encontrado que las especies que se alimentan de plantas o de productos de plantas (como frutas, néctar y polen) son más abundantes que las especies que dependen en comida de origen animal (insectos y vertebrados), es decir, que los mamíferos no voladores considerados como frugívoros y omnívoros se encuentran en mayores densidades que las especies carnívoras e insectívoras (Lindeman, 1942; Robinson y Redford, 1986). Arita (1993) también encontró que probablemente en los murciélagos neotropicales los frugívoros y los nectarívoros son más abundantes que los insectívoros y los carnívoros.

Las diferentes características comprendidas en la diversidad ecológica no son independientes de la filogenia; Arita (1993) encontró que una alta proporción de la variación total en la abundancia local y masa corporal corresponde a la variación existente de géneros en familias. Estas observaciones coinciden con otros estudios (revisados por Harvey y Pagel, 1991) los cuales demuestran que la mayoría de las variaciones en los rasgos ecológicos ocurren en niveles taxonómicos altos. A su vez las diferencias entre categorías tróficas pueden ser un reflejo de la historia filogenética de las especies.

La relación que existe entre las diferentes características que pueden ser consideradas por las medidas alternativas son a la vez una muestra de la importancia que tiene el considerarlas si queremos conservar nuestra biodiversidad y en su defecto para conservar las especies de mayor importancia económica, ecológica y evolutiva.

CAPITULO III

HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS COMO MEDIDAS DE DIVERSIDAD ECOLOGICA

Para poder comprender mejor la importancia del tipo de hábito y de dieta de un mamífero es necesario conocer las categorías en que los podemos clasificar.

Categorías de Hábitos y Dietas para Mamíferos

"Los mamíferos, al igual que cualquier otro organismo viviente, tienen una perversa tendencia para desafiar una clasificación exacta." Eisenberg, 1981.

El no prestarle atención a esta cita sería un grave error, ya que nos indica el problema al que nos enfrentamos cada vez que queremos clasificar un organismo, es por esto que las categorías son aproximaciones lo más exactas posibles ya que no todas las especies dentro de una misma categoría consumen exactamente los mismos alimentos, ni los obtienen de la misma manera, ni presentan el mismo grado de adaptación a un tipo determinado de substrato, esto sin mencionar la disponibilidad estacional de algunos alimentos. Solamente las especies más especializadas entran en una categoría en forma estricta, la mayoría lo hace sólo si consideramos el promedio de su ciclo anual.

El sistema de clasificación que utilicé es una adaptación de las categorías propuestas por Eisenberg (1981). Las categorías de dietas consideran que la dieta de una especie no se encuentra restringida a un solo tipo de alimento, sino que generalmente combinan varios tipos. Cuando me refiero a un tipo de alimento como el "principal", quiero decir que dicho alimento constituye por lo menos el 60% de la dieta de la especie.

Categorías de Dietas

1) Piscívoro (P): Animales cuya presa principal son vertebrados e invertebrados acuáticos de tamaño considerable (más de 3 g) como peces, crustáceos, cefalópodos y hasta aves acuáticas. Por lo general la presa es móvil y puede evadir a su depredador. Por ejemplo: la nutria, *Lontra longicaudis*.

2) Carnívoro (C): Animales cuya presa principal son vertebrados terrestres de movilidad considerable. Por ejemplo: el lobo gris, *Canis lupus*.

3) Carnívoro/Omnívoro (CO): Consumen vertebrados terrestres de gran movilidad, pero estos no constituyen la parte principal de su dieta. El tipo de alimento varía según su disponibilidad, no hay un alimento predominante, pueden ingerir diferentes partes de las plantas como hojas, raíces o frutas e incluso pueden ser carroñeros. Por ejemplo: la zorra gris, *Urocyon cinoargenteus*.

4) Mirmecófago (M): Incluye especies que se alimentan principalmente de insectos coloniales, en particular de hormigas y termitas. También pueden consumir plantas, invertebrados y hasta vertebrados, pero la tendencia principal es la de consumir isópteros e himenópteros. Ejemplo: el oso hormiguero, *Tamandua mexicana*.

5) Insectívoro Aéreo, (IA): Esta categoría es exclusiva de los murciélagos, que son capaces de volar y se alimentan de artrópodos, principalmente de insectos alados, los cuales atrapan al vuelo. Ejemplo: el murciélago *Balantiopteryx io*.

6) Insectívoro de Sustrato (IS): Esta categoría incluye especies voladoras y terrestres que se alimentan de insectos que obtienen de la superficie de las hojas, de la corteza de los árboles o de la superficie terrestre. Ejemplo: el murciélago, *Macrotus californicus*.

7) Insectívoro/Omnívoro (IO): Especies que se alimentan principalmente de artrópodos, pero también consumen moluscos y lombrices. Pueden incluir en su dieta frutas y hasta pequeños vertebrados. Ejemplo: el tlacuache de cola desnuda, *Metachirus nudicaudatus*.

- 8) Nectarívoro (N):** Animales cuyo principal componente dietético lo constituyen el néctar y polen de las flores. También pueden consumir, aun que en menor grado, insectos, frutas y/o diferentes partes de la flor. Ejemplo: el murciélago magueyero, *Leptonycteris nivalis*.
- 9) Frugívoro (Fr):** Animales cuyo principal alimento lo constituyen las partes reproductivas de las plantas, en lo particular frutas. Ejemplo: la martucha, *Potos flavus*.
- 10) Frugívoro/Omnívoro (FrO):** Animales que consumen grandes cantidades de frutas, pueden o no ingerir semillas y material vegetal, y cuando es posible consumen invertebrados y pequeños vertebrados. Ejemplo: el tlacuache, *Didelphis marsupialis*.
- 11) Frugívoro/Granívoro (FrG):** Animales que consumen principalmente frutas, pero las semillas y nueces también son muy importantes en su dieta. Pueden también consumir invertebrados. Ejemplo: la ardilla trepadora, *Sciurus alberti*.
- 12) Granívoro (G):** Animales que se alimentan principalmente de nueces y semillas, pero también pueden incluir vegetación verde, frutas y/o insectos en sus dietas. Ejemplo: la rata canguro, *Dipodomys merriami*.
- 13) Herbívoro Ramoneador (HR):** Especies que consumen principalmente tallos, brotes, yemas, hojas e incluso frutas. Requieren de sistemas enzimáticos especiales para la digestión de los carbohidratos estructurales. Ejemplo: el venado cola blanca, *Odocoileus virginianus*.
- 14) Herbívoro Pastoreador (HP):** Animales que se alimentan principalmente de pastos. Las hojas pueden ser consumidas pero en una proporción mínima. Ejemplo: el bisonte, *Bison bison*.
- 15) Frugívoro/Herbívoro (FrH):** Animales que consumen principalmente frutas, pero una parte importante de su dieta la constituyen los vegetales verdes. Ejemplo: el venado temazate, *Mazama americana*.
- 16) Sanguívoro (S):** Animales adaptados para alimentarse de la sangre de vertebrados de sangre caliente. Ejemplo: el murciélago vampiro, *Desmodus rotundus*.

Categorías de Hábitos:

1) Cavador (F): Animales adaptados para vivir y realizar la mayor parte de sus actividades (comer, descansar, aparearse y cuidar a sus crías) bajo tierra. Pueden salir a la superficie, pero poseen una especialización dominante que les permite pasar casi toda su vida bajo tierra. Tienen adaptaciones morfológicas como reducción del oído externo o púa auditiva, reducción relativa del tamaño de los ojos, modificación de las patas traseras y/o de los dientes, reducción de la cola y acortamiento del cuello. En resumen se puede decir que el cuerpo y los órganos de los sentidos reflejan habilidad para vivir y alimentarse bajo tierra.

Ejemplo: la tuza, *Geomys arenarius*.

2) Semicavador (SF): Animales que presentan adaptaciones morfológicas para cavar y para obtener su alimento bajo tierra. Cavan en forma extensiva y construyen madrigueras las cuales utilizan como refugios. Poseen habilidad para moverse en la superficie. Ejemplo: el ratón espinoso, *Perognathus californicus*.

3) Semiacuático (SQ): Animales con afinidad al medio acuático pero que deben pasar una parte del día fuera del agua, es esencial para estos animales tener un nido en el cual puedan secarse y conservar el calor corporal. Ejemplo: la nutria, *Lontra longicaudis*.

4) Volador (V): Animales con adaptaciones morfológicas para volar. Sólo pertenecen a esta categoría los quirópteros. Ejemplo: el murciélago guanero, *Tadarida brasiliensis*.

5) Terrestre (T): Esta categoría incluye especies especializadas para obtener su alimento en la superficie de la tierra. Pueden trepar, cavar o utilizar madrigueras como refugios, pero en una mínima proporción. Ejemplo: el lobo gris, *Canis lupus*.

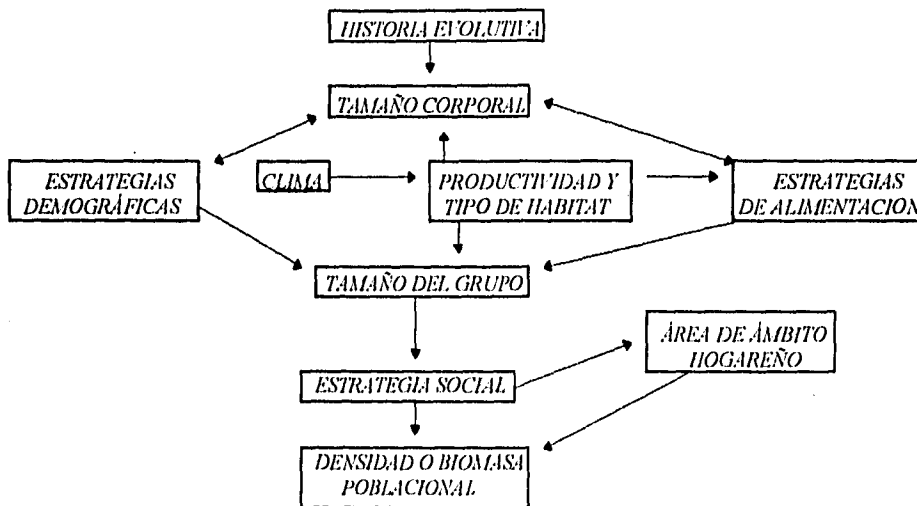
6) Semiárborícola (SC): Estas especies muestran una considerable adaptación para trepar, pero también son lo suficientemente versátiles como para pasar aproximadamente el mismo tiempo en la superficie de la tierra. Ejemplo: el coati, *Nasua narica*.

7) Árborícola (A): Animales que pasan la mayor parte de su vida o toda su vida en los árboles. Ejemplo: el mono aullador, *Alouatta palliata*.

Utilizamos el tipo de hábitos y dietas como medida alternativa de la diversidad porque el tipo de sustrato que utiliza un organismo, así como el tipo de alimento que puede consumir nos indican mucho más de lo que pudiera parecer a simple vista. Como mencioné anteriormente, el tamaño corporal, las estrategias tróficas, la tasa de metabolismo, el tamaño del ámbito hogareño, la organización social y la densidad o biomasa poblacional se encuentran interrelacionados entre sí (Eisenberg, 1980; McNab, 1963).

Si consideramos el hábito o la dieta de los mamíferos como medidas de diversidad ecológica, podemos inferir el resto de sus características ecológicas, además de conocer la diversidad de un lugar dado. Si podemos determinar la masa corporal y la categoría trófica de las especies también podemos deducir el efecto de las poblaciones de mamíferos en el consumo de alimentos y el reciclaje de nutrientes. Además esta información nos proporciona las bases necesarias para poder comparar poblaciones de mamíferos en otras partes del mundo, en diferentes habitats y áreas geográficas dentro de los neotrópicos, en otras áreas tropicales y en áreas no tropicales. Esta información es esencial para comprender las fluctuaciones poblacionales y las dinámicas de sobrevivencia a largo plazo de las especies, en términos de conservación, únicamente con datos de este tipo es posible determinar el tamaño mínimo de una reserva (Eisenberg y Thorington, 1973).

Podemos observar con mayor claridad las interrelaciones entre diferentes categorías ecológicas en la siguiente figura obtenida para una población hipotética de mamíferos por Eisenberg (1980):



Esta figura nos muestra que la historia evolutiva de cada organismo tiene una fuerte influencia sobre su tamaño corporal, el clima a su vez influye sobre el tipo de hábitat, el cual determina el espectro de oportunidades para el tipo de adaptaciones alimentarias; esto es muy importante si consideramos que cada especie tiene diferentes requerimientos para su sobrevivencia y cada sitio en el planeta posee características que lo convierten en único y habitable sólo para un conjunto particular de especies. La estrategia trófica puede limitar el tamaño del grupo, lo cual afecta también la estructura social de la población. La morfología y el tamaño corporal de una especie se encuentran determinados, al menos en parte, por el tipo de dieta (adaptación alimentaria) y de hábito. El tamaño corporal a la vez influencia las estrategias demográficas y el sistema de apareamiento. Además las adaptaciones alimentarias y el tamaño corporal establecen los límites de ámbito hogareño, y por ende determinan la densidad o la biomasa poblacional (Eisenberg, 1981).

Implicaciones Ecológicas

Las diferentes interrelaciones entre las categorías ecológicas dan como resultado diferentes implicaciones, de las cuales mencionaré las más importantes en lo que se refiere a hábitos y a dietas.

El tamaño del ámbito hogareño de un animal varía de acuerdo con su estrategia trófica, por ende, con su tipo de dieta; por ejemplo, el ámbito hogareño de un herbívoro es más pequeño que el de un carnívoro del mismo tamaño (Eisenberg, 1980). Debido a que la tasa del metabolismo basal de los organismos folívoros es baja (McNab 1978), el ámbito hogareño de un herbívoro ramoneador debe de ser más pequeño que el de un herbívoro pastoreador del mismo tamaño corporal (Montgomery y Sunquist, 1978). Por el contrario, los grandes carnívoros tienen ámbitos hogareños grandes, de hecho los grandes carnívoros tropicales presentan los mayores ámbitos hogareños por unidad de masa, y por el contrario los grandes herbívoros presentan los ámbitos hogareños de menor tamaño por unidad de peso. Los carnívoros de zonas boreales presentan ámbitos hogareños aun más grandes (Kleiman y Eisenberg, 1973).

El tipo de alimentación y de hábito de un mamífero se encuentran limitados por su tamaño corporal y morfología. En los mamíferos terrestres y voladores existe una relación positiva entre la morfología y la dieta de una especie; mientras más parecidas morfológicamente sean dos especies más similares serán sus dietas, esto también sucede a nivel de taxa. Se puede decir que, en cierta medida la morfología es un reflejo del tipo de dieta y de hábito de una especie (Findley y Black, 1983; Wainwright y Reilly, 1994). Por otro lado el tamaño corporal también ejerce una influencia directa sobre la movilidad excepto en los mamíferos voladores. Los mamíferos pequeños no voladores tienen menos movilidad y más altos costos energéticos de locomoción que los grandes (Eisenberg, 1981).

La especialización en cierta categoría trófica va acompañada de una adaptación en términos de aprovechamiento de energía (Eisenberg, 1980). En general las especies cuya dieta se encuentra restringida a un solo tipo de alimento, por ejemplo, un granívoro, tienen acceso a menos energía disponible en un área determinada, que una especie más generalista, como un frugívoro/granívoro (Robinson y Redford, 1986).

Los murciélagos insectívoros almacenan cantidades apreciables de grasa para usarla en la época de sequía en los trópicos y en el invierno en las zonas templadas; también tienen épocas de apareamiento más reducidas que las de murciélagos con otros hábitos alimentarios (Mares y Wilson, 1971). A su vez los mamíferos arborícolas y folívoros presentan tasas de metabolismo bajas debido al tipo de alimento que consumen: hojas (McNab, 1978).

También los mamíferos mirmecófagos tienen tasas de metabolismo reducidas, lo que puede ser consecuencia de la gran cantidad de detritus que consumen junto con las hormigas y termitas, lo que resulta en un alimento de poca calidad, bajo en calorías. Por el otro lado los ungulados, lagomorfos, microtinidos y los carnívoros presentan tasas de metabolismo comparativamente altas (Iverson, 1972).

En los mamíferos la densidad poblacional se encuentra muy relacionada con el tamaño corporal promedio de los adultos y con su categoría trófica (Peters, 1983).

La biomasa puede proporcionarnos una apreciación del impacto ecológico de una especie; los mamíferos grandes que existen en densidades poblacionales bajas pueden comprender una biomasa significativa y por lo tanto ejercer un fuerte impacto en el consumo y reciclaje de nutrientes (Eisenberg y Lockhart, 1972; McKay y Eisenberg, 1974).

La biomasa de los herbívoros terrestres disminuye en las selvas altas perenifolias, ya que la mayor parte de la productividad se encuentra en las copas de los árboles, por lo que les es inaccesible (Eisenberg y Lockhart, 1972). Esta es una de las razones por las cuales este tipo de selvas mantienen una gran diversidad de herbívoros arborícolas y poca diversidad de herbívoros terrestres (Eisenberg, 1980). Además las especies terrestres que habitan las selvas altas perenifolias han tenido que desarrollar estrategias para poder alimentarse del detritus de las plantas y de las frutas que caen del dosel superior (Smythe, 1970).

En comunidades de mamíferos neotropicales el porcentaje dominante de la biomasa es proporcionado por los herbívoros ramoneadores y le siguen en orden descendente los herbívoros pastoreadores y los herbívoros frugívoros, omnívoros, frugívoros, granívoros, insectívoros, mirmecófagos y carnívoros (Eisenberg, 1980; Eisenberg y Thorington, 1973).

La tasa de metabolismo de un mamífero está dada por su tamaño corporal, la calidad espacial y temporal y la cantidad de su alimento. A los mamíferos les corresponde una tasa metabólica tan alta como la que pueda ser mantenida por la cantidad y calidad de sus recursos alimenticios en el espacio y en el tiempo, ya que este ajuste les permite maximizar sus esfuerzos reproductivos (McNab, 1980). Debido al gran potencial para perder energía que tienen los mamíferos pequeños, la adaptación hacia los niveles tróficos que les proporcionen más energía ganada por alimento, que energía perdida en reunirlos, se ve favorecida. Por lo tanto, los mamíferos que se alimentan de otros vertebrados e invertebrados, así como los que consumen alimentos ricos en energía como las semillas, las frutas, raíces y tubérculos, son en su mayoría pequeños (Eisenberg, 1981).

Por otro lado, la densidad poblacional de una especie en un área determinada depende del número de animales que el área puede mantener. Este límite se encuentra determinado por la cantidad de energía disponible para la población dividida entre el promedio de el requerimiento energético de cada individuo, lo que a su vez depende de su tamaño corporal. Por lo tanto, si la cantidad de energía que utiliza una población depende de su dieta, y si el requerimiento energético depende del tamaño corporal, entonces la dieta y el tamaño corporal influyen en la variación de la densidad poblacional.

La magnitud del efecto del tamaño corporal sobre la densidad poblacional varía de acuerdo con la dieta (Peters, 1983; Peters y Raelson, 1984), porque la cantidad de alimento disponible y accesible varía con el tamaño corporal y con la dieta (Peters, 1983). Un aumento en el tamaño corporal por lo general incrementa la disponibilidad de alimentos de tamaño grande y disminuye la disponibilidad de alimentos pequeños; sin embargo, este efecto varía con el tipo de dieta. Por ejemplo, conforme el tamaño corporal de los carnívoros aumenta, su densidad poblacional disminuye con mayor rapidez que la de los frugívoros del mismo tamaño, ya que el tamaño de un frugívoro no afecta su acceso a los alimentos pequeños (Waser y Case, 1981; Terborgh, 1983). En general, las especies de tamaño corporal grande tienen densidades poblacionales más bajas que las especies de menor tamaño. En las especies con dietas más restringidas y aquellas que se encuentran en niveles tróficos altos se observan densidades poblacionales bajas. El decremento en la densidad poblacional conforme aumenta el tamaño corporal varía de forma diferente de una categoría de dieta a otra, de hecho los herbívoros ramoneadores se ven poco influenciados por esta interrelación (Robinson y Redford, 1986).

A su vez la estrategia trófica de un organismo tiende a influenciar su longevidad. Por lo general los herbívoros grandes viven más tiempo que los carnívoros grandes. También los herbívoros se inclinan más que los carnívoros hacia una iteroparidad extrema (Eisenberg, 1981). La tasa de crecimiento, el periodo de gestación, el número de crías y por lo tanto la constante de crecimiento poblacional de los mamíferos se encuentran influenciados, si no es que definidos, por la interacción existente entre el tamaño corporal y la tasa de metabolismo (McNab, 1980). Por ejemplo, el periodo de gestación en los mamíferos aumenta conforme aumenta su tamaño corporal (Sacher y Staffeldt, 1974), pero disminuye cuando se alcanza un tamaño corporal determinado y cuando aumenta la tasa de metabolismo; el tamaño de las camadas varía directamente con la tasa de metabolismo.

Eisenberg (1981) encontró una relación muy precisa entre el tamaño corporal, el tipo de hábito y de dieta de los mamíferos. De hecho, considerando los tamaños corporales promedio, los mamíferos acuáticos y planctívoros son los más grandes (e.g. la ballena gris, *Eschrichtius robustus*) y ejercen un efecto similar sobre la productividad de los océanos que los herbívoros pastoreadores (e.g., el hipopótamo, *Hippopotamus*) y ramoneadores (e.g. caballos y cebras, *Equus*) que son los mamíferos terrestres de mayor tamaño. Continúan en tamaño descendente los terrestres frugívoros/omnívoros (e.g. los osos, *Ursus*), después los terrestres carnívoros (e.g. el león, *Panthera*), les siguen los semiarbóricolas carnívoros (e.g. la taira, *Eira*), continúan los semiarbóricolas mirmecófagos (e.g. el oso hormiguero, *Tamandua*), luego siguen los semifosoriales carnívoros (e.g. el tlalcoyote, *Taxidea*), y así podríamos continuar hasta obtener 53 combinaciones diferentes donde al final se encuentran los más pequeños de todos, los voladores insectívoros aéreos.

Los mamíferos no voladores neotropicales, los herbívoros, mirmecófagos y carnívoros tienen un área de distribución mayor que los insectívoros y los frugívoros (Arita et al. 1990), lo que puede ser interpretado como una correlación positiva entre la distribución y la masa corporal. Debido a que la variación de masa corporal en los murciélagos no es muy pronunciada, esta relación es mucho menos clara entre los quirópteros. (Arita, 1993). Los mamíferos semicavadores y cavadores que pesan más de 80g. tienen una tasa de metabolismo basal reducida para así poder prevenir el almacenamiento de calor en una atmósfera que se encuentra saturada de agua, pero si pesan menos de 60g. entonces sucede lo contrario, tienen que combatir la pérdida de calor por lo que su tasa de metabolismo es alta.

Algunos mamíferos del desierto, como los heterómidos, tienen tasas metabólicas bajas, en especial si se alimentan de semillas; el metabolismo basal bajo les permite reducir la pérdida de agua y también puede ser una adaptación hacia la heterogeneidad temporal y espacial de la disponibilidad de alimento (McNab, 1979). Los mamíferos acuáticos por lo general presentan tasas de metabolismo altas, posiblemente como una compensación hacia la pérdida de calor que existe en el agua, la cual es comparativamente más rápida que en el aire (McNab, 1978).

Existen otras interrelaciones que han sido demostradas para casos más específicos, pero que también nos brindan información muy valiosa:

Los herbívoros como consumidores de primer orden son indicadores sensibles de la productividad de las plantas, de hecho si un herbívoro prácticamente no almacena grasa y no desaprovecha su alimento entonces su densidad podría ser un reflejo directo de la productividad anual de la planta de la cual se alimenta (Eisenberg, 1981). Ahora bien, la amplia tolerancia a diferentes alimentos de las grandes especies de herbívoros de la sabana

africana, conlleva al aprovechamiento de un amplio espectro de habitats y por lo tanto a un uso más uniforme de los recursos (Du Toit y Owen-Smith, 1989).

Asimismo, se ha observado que la distribución y la abundancia de mamíferos es un reflejo de la distribución y abundancia de recursos disponibles para dicha población, por ejemplo, la distribución de árboles frutales de importancia alimenticia tiene un fuerte efecto en la distribución y movimientos de los mamíferos frugívoros y puede determinar los patrones estacionales en un área por décadas si no es que por más tiempo (Eisenberg y Thorington, 1973).

Por último, Fleming (1973) observó que en el continente Americano existe un decremento en la diversidad de herbívoros de norte a sur y que los frugívoros estrictos (ej: *Potos flavus*) sólo existen en habitats tropicales, ya que los frugívoros de las regiones templadas solo pueden consumir frutas en determinadas temporadas y el resto del año se alimentan de otros alimentos, por lo que se consideran como frugívoros/omnívoros .

Adaptaciones Morfológicas

Las especializaciones alimentarias y las de utilización de un tipo de substrato determinado son el resultado de cambios en la anatomía y fisiología de un animal, los cuales tuvieron lugar durante el proceso de adaptación evolutiva. Dichas modificaciones les brindan la oportunidad de explotar nichos restringidos para otros mamíferos, pero también los limitan a permanecer en el nicho para el cual están adaptados (Eisenberg, 1981).

Los herbívoros tuvieron que adaptarse para poder procesar las hojas, tallos, el cambium y aun las estructuras leñosas de las plantas, es por esto que tienen modificaciones en el aparato dental y en el tracto gastrointestinal que les permiten extraer la energía potencial de los carbohidratos estructurales de las plantas.

Estas modificaciones son tan especiales que se puede distinguir un herbívoro ramoneador de un herbívoro pastoreador por el tipo de modificaciones que presentan, para los primeros las adaptaciones principales son a nivel gastrointestinal, en cambio para los segundos son a nivel dentario (Eisenberg, 1981). Por otro lado, los carnívoros en general presentan caninos y premolares bien desarrollados para poder cortar y desgarrar su comida. Los animales como alimento, necesitan poca preparación para la digestión a diferencia de las plantas. Mientras más generalizada sea la dieta de un mamífero más general y poco especializada será su estructura dentaria. Un omnívoro se caracteriza por presentar coronas bajas y dientes adaptados para aplastar el alimento. Los mirmeecófagos presentan adaptaciones muy especializadas que se caracterizan por una reducción en el tamaño de los dientes y en casos extremos la pérdida de los mismos; el paladar se prolonga, la lengua es extremadamente larga y las glándulas salivales son grandes, las especies carentes de dientes presentan modificaciones en el estómago que les permite triturar los duros exoesqueletos de los insectos (Griffiths, 1968).

A su vez, la pérdida de calor corporal representa un estrés ambiental principalmente en las especies de tamaño pequeño, y una forma de evitarlo es por medio del uso de un microhábitat apropiado, como una madriguera. En las especies cavadoras y acuáticas existen problemas de déficit de oxígeno, lo que se compensa con una reducción de la tasa de metabolismo basal, lo que también les ayuda a evitar el exceso de producción de calor corporal (McNab, 1966). Los mamíferos cavadores por lo general son pequeños, tienen las extremidades modificadas para poder excavar, lo que reduce su capacidad de movilidad en la superficie. La mayoría de los mamíferos cavadores tienen camadas pequeñas, lo que es un reflejo de las tasas de metabolismo bajas y pudiera ser también una respuesta a la reducida presión que ejercen los depredadores. Por otro lado, si las madrigueras son poco someras o se encuentran en áreas templadas una reducción en la tasa de metabolismo no es necesaria.

Los mamíferos semicavadores presentan menos restricciones en el tamaño, por lo que pueden ser de tamaños pequeños a medianos, y debido a este intervalo de tamaños la movilidad no es tan restringida como en los cavadores.

Para poder volar los murciélagos deben de ser relativamente pequeños, de hecho están limitados a las categorías de tamaño más pequeñas. Al ser pequeños tienen serios problemas para conservar el calor, en especial las especies menores de 50g. que no viven en los trópicos, es por esto que los quirópteros presentan diversas adaptaciones para poder conservar el calor, por ejemplo, dejan que la temperatura corporal baje ya sea en periodos diarios o estacionales, lo que significa que el metabolismo baja y por lo tanto se conserva energía, también tienen periodos de hibernación, periodos de gestación largos y camadas pequeñas, especializaciones alimenticias, etc.

Mamíferos Terrestres y Voladores

Los mamíferos voladores y los terrestres presentan patrones de distribución y diversidad diferentes, por lo cual es necesario separarlos para poder realizar un análisis adecuado de la diversidad de una región. Esto es muy importante si consideramos que los murciélagos son componentes importantes de la fauna tropical tanto en número de especies, como en términos de biomasa total (Arita, 1993). El hecho de que los quirópteros sean más diversos en los trópicos, y que su diversidad aumente conforme nos acercamos más al ecuador, tiene un fuerte efecto en las diferencias de número de especies de mamíferos cuando comparamos los trópicos con las zonas templadas. Debido a la influencia del aumento de especies de murciélagos en los trópicos, la diversidad total de especies de mamíferos es mayor en los trópicos que en las zonas templadas (Eisenberg, 1981).

Al disminuir la latitud la diversidad de murciélagos aumenta y la de los roedores y los carnívoros disminuye; por lo que podemos decir que conforme disminuye la latitud existe un intercambio en la predominancia de especies terrestres y semiarbóricolas a especies aéreas (Fleming, 1973).

Los mamíferos voladores tienen características únicas que rompen con los esquemas de los mamíferos no voladores; por ejemplo, los murciélagos, a pesar de su tamaño pequeño son animales de gran longevidad, siendo la excepción a la regla de que a mayor tamaño mayor longevidad. Además, presentan estrategias reproductivas iteróparas extremas, de hecho, algunas especies sólo tienen una cría una vez al año; podríamos decir que metabólicamente imitan a los grandes mamíferos (Eisenberg, 1981). Otro factor muy importante es el de la movilidad, por lo general los mamíferos no voladores de tamaño pequeño presentan una capacidad de movilidad reducida, sin embargo los murciélagos tienen una gran movilidad en relación con su tamaño.

Si consideramos que la presencia de varias especies endémicas o de distribución restringida permite la existencia de tantas especies de mamíferos no voladores en México, entonces podemos deducir que la gran movilidad de los mamíferos voladores afecta su diversidad beta, de hecho, la diversidad beta de los murciélagos en México es menor que la de las especies no voladoras, debido a que los quirópteros, al ser mamíferos voladores, tienen áreas de distribución amplias y por lo tanto el recambio de especies de un sitio a otro es menor que el de las especies terrestres. (Arita y León-Paniagua, 1993). La diversidad de murciélagos de los neotrópicos es mayor que la de los paleotrópicos, y las islas tropicales, ya sean continentales u oceánicas, por lo general muestran una baja diversidad de quirópteros; sin embargo, en algunos casos los murciélagos son los únicos mamíferos endémicos de las islas oceánicas, lo que es un claro reflejo de su alta movilidad (Eisenberg, 1981).

México, al igual que otros países considerados como megadiversos, tiene una fuerte influencia tropical y muestra un claro gradiente latitudinal, pero si se excluye a los murciélagos del análisis, entonces el gradiente latitudinal de riqueza de especies es mucho menos claro.

La riqueza de especies de murciélagos en México está determinada por las condiciones de temperatura y precipitación que están asociadas con el gradiente latitudinal. Por el contrario la riqueza de especies de mamíferos no voladores está determinada principalmente por la variedad de hábitats dentro de los estados (Arita y León-Paniagua, 1993).

Si tomamos en cuenta todos estos factores, es lógico pensar que la conservación de mamíferos terrestres y de mamíferos voladores debe tener características muy distintas, y por lo tanto es necesario conocer los efectos de la diversidad de los murciélagos sobre la diversidad de los mamíferos terrestres, sobre todo si se trata de un país con un gran número de especies de mamíferos voladores como México. Es por esto que en este trabajo se hace un análisis de la diversidad de mamíferos voladores y no voladores juntos y por separado.

HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS COMO MEDIDA ALTERNATIVA DE LA DIVERSIDAD

Astrid Frisch Jordán

Departamento de Ecología Aplicada

Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México,

Apartado Postal 70-275, México, D. F., México 04510

RESUMEN.-- Las especies forman parte y se encuentran íntimamente afectadas por el entorno al que pertenecen y sus características ecológicas son las que les permiten vivir en dicho sitio, es por esto que para la conservación adecuada de las especies es necesario conocer sus requerimientos ecológicos además de su distribución. Es por esto que el objetivo principal de este proyecto sea el identificar las áreas prioritarias para la conservación en términos de dos medidas alternativas: hábitos y dietas de los mamíferos mexicanos terrestres y voladores. Se clasificaron las 426 especies de mamíferos con distribución continental en dieciséis categorías diferentes de dietas y siete de hábitos. Con base en su distribución se dibujaron mapas y utilizando el índice de Shannon-Wiener se obtuvo un índice de diversidad ecológica y la equidad para hábitos y dietas, lo que dió como resultado áreas de mayor diversidad, diferentes entre sí de las señaladas por los estudios basados en riqueza de especies, principalmente en lo referente al análisis de tipo de hábito. Las penínsulas de Yucatán y Baja California resultaron ser zonas de alta diversidad, contrario a lo señalado por las medidas tradicionales. Las áreas consideradas como de alta diversidad por estos índices son muy amplias, lo que nos indica que en México se necesitarían cientos de reservas para poder conservar una parte considerable de su biodiversidad, lo que no sería práctico ni funcionaria a largo plazo. Parece ser que la única solución para conservar la gran diversidad de mamíferos mexicanos es utilizar los recursos, dentro y fuera de las áreas protegidas, adecuadamente.

México es considerado como un país megadiverso, lo que se debe principalmente al gradiente latitudinal, la alta heterogeneidad ambiental, a la gran cantidad de endemismos y de especies de distribución restringida. La fauna de mamíferos terrestres y voladores en México se encuentran clasificados en 457 especies distribuidas en 157 géneros, 33 familias y 10 órdenes (Ramírez Pulido y Britton, 1981; Ceballos y Navarro, 1991). Esta diversidad representa aproximadamente el 24% de los órdenes del mundo, el 26% de las familias, el 75% de los géneros y el 11% de las especies (Nowak, 1991; Wilson y Reeder, 1993). La diversidad de formas ecológicas es igualmente asombrosa, existen mamíferos de todos los tamaños, desde diminutos ratones hasta grandes y ágiles pumas, y en cuanto a hábitos se refiere la variedad también es muy grande, hay desde mamíferos excavadores hasta voladores, pasando por las diferentes formas terrestres, y en lo que se refiere a la alimentación se encuentran representadas todas las posibilidades de dietas (Arita y León Paniagua, 1993).

Los problemas de conservación en México como en el resto del mundo son apremiantes. Se estima que en nuestro país son deforestadas anualmente alrededor de 500,000 hectáreas, lo que nos coloca entre los países que tienen las más altas tasas de deforestación del mundo (Toledo, *et al.*, 1989).

Para poder conservar una de las alternativas es aprender a cuantificar la diversidad correctamente. Por lo general se han realizado estudios de diversidad basados en medidas tradicionales, las cuales enumeran a las especies sin tomar en cuenta sus diferentes características ecológicas y asumen que las comunidades se encuentran organizadas de una manera más o menos homogénea, por lo tanto no reconocen que la diversidad es un aspecto importante de la estructura de comunidades (Hulbert, 1971; Schlüter y Ricklefs, 1993). Es por esto que en este estudio se optó por aplicar medidas alternativas de la diversidad, las cuales consideran como puntos principales la taxonomía, la filogenia y las características ecológicas de las especies, basándose en el hecho de que no se puede conservar lo que no se conoce.

El tipo de hábito o de dieta de un mamífero son considerados como medidas alternativas y nos proporcionan información muy amplia sobre cada especie ya que se encuentran interrelacionados con su tamaño corporal, su metabolismo, ámbito hogareño, historia natural, morfología, etc. Al medir la diversidad de dietas y de tamaño corporal se realiza una comparación de la cantidad de biomasa entre regiones distintas y también se mide, aunque de manera indirecta, la diversidad fisiológica y morfológica (fuertemente relacionado con diversidad de hábitos y masa corporal), ya que dependiendo de la dieta se requieren de diferentes modificaciones físicas (Eisenberg, 1981). Para poder medir la diversidad de hábitos y de dietas se contó el número de especies que se encuentran dentro de una categoría determinada. Una vez obtenidos estos datos se analizaron con el índice de Shannon-Wiener (Fleming, 1973). Los resultados se compararon con los obtenidos en estudios tradicionales de riqueza de especies para ver si existe una diferencia significativa entre ambos análisis, además de que se compararon los resultados obtenidos con hábitos y con dietas para mamíferos terrestres y voladores juntos y por separado. Este último análisis es muy importante ya que los mamíferos voladores y los terrestres presentan patrones de distribución y diversidad diferentes, por lo que es lógico pensar que la conservación de ambos grupos debe de tener características muy distintas.

METODO

Se creó una base de datos que incluye el listado actualizado de las especies de mamíferos terrestres y voladores de la República Mexicana, excluyendo únicamente a las especies insulares. La lista esta basada en Wilson y Reeder (1993) y considera los cambios taxonómicos hasta 1993. Con base en la información de Hall (1981) y en la publicada entre 1981 y 1993 se obtuvo la distribución de cada una de las especies.

Se utilizaron mapas de la República Mexicana divididos en cuadrantes de 0.5° de latitud por 0.5° de longitud para registrar por separado la distribución de las 426 especies de mamíferos mexicanos con distribución continental. Basándome en las categorías de Eisenberg (1981), pero adecuándolas al caso de México realicé una revisión bibliográfica exhaustiva para determinar la categoría de hábito y de dieta de cada especie. Se determinaron dieciseis categorías de dietas y siete de hábitos (Apéndice I).

Una vez clasificadas las especies en las diferentes categorías se obtuvo un índice de diversidad ecológica y la equidad de cada especie tomando en cuenta dietas y hábitos por separado, considerando en cada caso a los mamíferos terrestres y a los voladores juntos y por separado. Esto se realizó utilizando el índice de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum (p_i) (\ln p_i)$$

donde: H' es el índice de diversidad de dietas o de hábitos, n es el número de categorías y p_i es la proporción total de la muestra correspondiente a cada categoría. Este índice de diversidad sólo puede aumentar conforme las especies se encuentran mejor representadas en cada una de las clases y con el número de clases; en este caso el índice mayor de diversidad corresponde al cuadrante de la República Mexicana que contiene el mayor número de categorías, ya sea de hábito o de dieta, donde el número de especies dentro de cada categoría sea similar o igual. Es por esto que la forma más indicativa de la diversidad es la equidad: $E = H'/H'_{max}$, donde E es la equidad que puede tener valores desde 0 hasta 1, el valor de 1 significa que las especies se encuentran equitativamente distribuidas en las diferentes clases. H'_{max} es el logaritmo natural del número de categorías (Fleming, 1973).

Se utilizaron nuevamente mapas de la República Mexicana divididos en cuadrantes de 0.5° de latitud por 0.5° de longitud para localizar cada cuadrante con su respectivo valor de diversidad.

Se siguió el mismo procedimiento con los datos de riqueza de especies (número de especies por cuadrante), y en ambos casos se consideraron a los mamíferos terrestres y voladores juntos y separados, quedando así, tres mapas para riqueza de especies, tres mapas para las categorías de dietas y dos mapas para las categorías de hábitos.

Con estos datos se obtuvieron histogramas que muestran la distribución de las especies en las diferentes categorías de hábito y de dieta.

Se calculó la correlación de Pearson para conocer el grado de relación entre los índices de hábitos y dietas, hábitos y riqueza de especies, y dietas y riqueza de especies y para determinar en que medida una ecuación describe en forma adecuada esta relación.

Debido a que la correlación no es lineal se ajustaron todos los datos a la ecuación:

$H = a * S / (1 + b * S)$, donde H es el índice de diversidad de dietas o de hábitos según el caso, S es la riqueza de especies y a y b son variables de la constante de la regresión. En cada caso se consideró a los mamíferos voladores y terrestres juntos y por separado.

Una vez conocidas las diferencias entre ambos métodos, y localizadas las zonas de prioridad para la conservación según el índice de diversidad de hábitos y de dietas se hizo una comparación con las áreas naturales protegidas en México (SEDESOL, 1993) para observar si estas áreas coinciden con las zonas de prioridad encontradas para la conservación de mamíferos, y para localizar áreas de alta diversidad no consideradas en el sistema nacional de áreas protegidas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La categoría de hábitos con mayor número de especies es la de voladores, lo cual es lógico si consideramos que en México existen 138 especies de quirópteros y todos pertenecen a la misma categoría (Fig. 1). Los mamíferos terrestres se encuentran divididos en diferentes categorías, siendo la mejor representada la de terrestres (111 especies), después siguen los semicavadores (84 especies), los semiarborícolas (43 especies), los cavadores (22 especies), los arborícolas (19 especies), y por último los semiacuáticos (11 especies). El hecho de que las categorías semifosorial, fosorial y semiarborícola se encuentren bien representadas se debe, principalmente a la gran cantidad de especies de roedores que existen en el país.

En las categorías de dietas se observa que la categoría con mayor número de especies es la de los granívoros (92 especies) y le siguen los insectívoros aéreos (76 especies), una vez más el resultado es efecto de la gran cantidad de roedores y de quirópteros (Fig. 2). En este caso lo que sucede es que gran parte de los roedores son granívoros, y los murciélagos abarcan varias clases de dietas. Las categorías de dieta con menos representantes son las de mirmecófagos y sanguívoros, ambas con únicamente tres especies.

Las figuras 3 y 4 muestran de una forma más clara las categorías que sólo pertenecen a los mamíferos voladores, como es el caso de volador, insectívoro aéreo, nectarívoro y sanguívoro; pero también nos muestran las categorías compartidas como son piscívoro, carnívoro y frugívoro.

Dietas

De acuerdo con el índice de diversidad de dietas, considerando a los mamíferos terrestres y voladores, la zona con los valores más altos de diversidad abarca los estados de Oaxaca, Chiapas, Tabasco, Campeche, Veracruz y toda la península de Yucatán, lo que nos muestra un claro patrón latitudinal (Fig. 5). Posteriormente se encuentran la Sierra Madre del Sur y la planicie costera del Pacífico, incluyendo el estado de Sonora; del lado del Golfo también se encuentran el estado de Tamaulipas y Nuevo León.

Contrariamente a lo que se ha observado en otros estudios el norte de la República tiene valores altos de diversidad. El sur de Durango y el norte de Zacatecas presentan valores de medios a bajos. Los valores más bajos se encuentran dispersos en la península de Baja California, exactamente en la sierra del Vizcaino, la zona de la Bahía San Carlos y Bahía Santa Ana, en el área aledaña a ciudad Constitución y el área de Punta Arena en Baja California Sur y en el área de Punta San Fermin en Baja California Norte. Este índice muestra valores medios a altos prácticamente para toda la República Mexicana.

La riqueza de especies de mamíferos terrestres y voladores muestra que la zona de mayor diversidad se encuentra en los estados de Oaxaca, Chiapas y el sureste de Veracruz (Fig. 6). Posteriormente continúa por la Sierra Madre Occidental hasta Nayarit y por la Sierra Madre Oriental hasta el sur de Tamaulipas. El norte de la República tiene valores medios, el sur de Durango y el norte de Zacatecas, al igual que el oeste de Sonora tienen valores de medios a bajos. La península de Baja California tiene valores bajos, principalmente la zona de la sierra del Vizcaino. La península de Yucatán no es relevante en este caso, ya que muestra valores medios.

Si comparamos ambos mapas podemos ver que a pesar de que los valores difieren, el patrón es parecido, ambos mapas consideran el sureste del país (Chiapas, Oaxaca y el sureste de Veracruz principalmente) como zona de valores altos, sin embargo los resultados para la península de Yucatán y de Baja California difieren notablemente, el índice de diversidad de dietas las considera zonas de alta diversidad y para la riqueza de especies

ambas penínsulas son zonas de baja riqueza. Otra diferencia consiste en que el índice de diversidad de dietas para el norte de la República tiene valores altos y la riqueza de especies la considera con valores medios bajos.

La correlación entre riqueza de especies y el índice de diversidad de dietas para mamíferos terrestres y voladores no es lineal y se encuentra descrita por la ecuación $H = a * S / (1 + b * S)$. La correlación es estadísticamente significativa ($r^2 = 0.998$; r^2 de Pearson = 0.705) (Fig. 7). Se observa que para valores bajos de riqueza de especies existe una correlación positiva, pero existe un límite en donde por más que aumente el número de especies, éstas ya abarcan todas las categorías de dietas existentes, por lo tanto el índice de diversidad de dietas no aumenta su valor y la curva se convierte prácticamente en una asíntota. Esta puede ser la causa de la diferencia entre ambos mapas. Lo que ocurre con las penínsulas y el norte de la República es que aunque el número de especies no es muy alto, éstas abarcan diferentes categorías de dietas.

El índice de diversidad de dietas de mamíferos terrestres muestra un patrón geográfico similar al de dietas de todos los mamíferos, sin embargo los valores difieren ligeramente. La zona con los valores más altos se encuentra en los estados de Oaxaca, Chiapas, Tabasco, la costa de Veracruz y la costa de Guerrero (Fig. 8). Le siguen la península de Yucatán la Sierra Madre Oriental hasta Tamaulipas y la Sierra Madre Occidental hasta Sinaloa. El norte de la República tiene valores altos, principalmente el estado de Sonora, con excepción del área aledaña a Puerto Peñasco. La península de Baja California tiene valores de medios a altos con excepción de la sierra del Vizcaíno, la zona de la Bahía San Carlos y Bahía Santa Ana, en el área aledaña a ciudad Constitución y el área de Punta Arena en Baja California Sur y Punta San Fermín en Baja California Norte. Podemos decir que en este caso se observa un patrón latitudinal, en el que la diversidad aumenta conforme nos acercamos a los trópicos y que otro factor importante es la heterogeneidad ambiental, ya que las zonas montañosas cercanas a la costa y las costas son consideradas como zonas de alta diversidad.

En este caso la riqueza de especies indica como zonas con mayor número de especies la frontera entre los estados de Chiapas y Oaxaca, la sierra norte de Puebla y la zona aledaña de Veracruz (Fig. 9). Continúan el resto de los estados de Oaxaca y de Chiapas, el norte de Zacatecas y San Luis Potosí. La península de Yucatán tiene valores de medios a bajos y la península de Baja California tiene valores más bien bajos. El norte del país tiene valores medios, y altos al oeste de Chihuahua.

La diferencia entre ambos resultados es notoria, en cuanto a riqueza de especies la zona para mamíferos terrestres considerada como prioritaria es muy restringida en comparación con la que se contempla con el índice de diversidad de dietas, además de que los resultados para las dos penínsulas son muy distintos. La correlación no lineal es positiva para pocas especies (hasta 20), después la correlación se vuelve asintótica ($r^2=0.995$; r^2 de Pearson=0.509), por lo que podemos decir que con relativamente pocas especies las categorías de dietas ya se saturaron (Fig. 10).

El índice de diversidad de dietas de mamíferos voladores señala a los estados de Chiapas, Tabasco, Campeche, sur de Quintana Roo y la planicie costera del sureste en Veracruz, como la zona de valores más altos (Fig. 11). Les siguen la península de Yucatán, el estado de Oaxaca, el área fronteriza entre Oaxaca y Veracruz y la costa de Guerrero. La Sierra Madre Oriental y Occidental muestran valores de medios a altos, por lo que los valores son menores a los observados en los dos casos anteriores. Conforme nos acercamos al norte del país los valores van disminuyendo, esto se debe a que los quirópteros son más diversos en los trópicos y su diversidad aumenta conforme nos acercamos más al ecuador. La península de Baja California tiene valores de medios en el sur a bajos en el norte.

La riqueza de especies muestra un patrón geográfico donde los valores más altos se localizan en la zona centro de los estados de Chiapas y Oaxaca (Fig. 12). Continúan el área restante de los estados de Oaxaca y Chiapas, Tabasco, el sureste de Veracruz, la costa de Michoacán, Colima y Jalisco. La península de Yucatán tiene valores medios. El norte del país y la península de Baja California tienen valores bajos.

El patrón geográfico en ambos casos es muy similar, lo que en realidad difiere son los valores. El análisis de riqueza de especies muestra áreas restringidas con valores altos, al contrario de lo que sucede con el índice de diversidad de dietas en todos los casos observados. Los resultados referentes a la península de Yucatán difieren, una vez más la riqueza de especies le asigna valores medios y el índice de diversidad le asigna valores altos.

La correlación entre el índice de diversidad de dietas y riqueza de especies en el caso de mamíferos voladores es alta y positiva ($r^2=0.966$; r^2 de Pearson=0.829). A pesar de que la correlación no es lineal, si nos muestra claramente que conforme aumenta la diversidad de dietas aumenta el número de especies, hasta que se alcanza el límite de dietas y la correlación se vuelve asintótica (Fig. 13), para todos los valores más altos no existe correlación, lo que explica la diferencia que se observa en la península de Yucatán.

Considerando los valores de las correlaciones y los diagramas de dispersión en los tres casos de índices de dietas y de riqueza de especies, se observa que el coeficiente de correlación tiene valores altos, y sólo en el caso de los mamíferos terrestres tiene un valor medio. En los tres casos existe una correlación positiva, aun que no es lineal.

Cuando los valores de riqueza de especies son medios o altos la correlación no se cumple, lo que podemos atribuir al hecho de que en los tres casos el índice de diversidad de dietas difiere de los valores de riqueza de especies en la península de Yucatán y en la península de Baja California para mamíferos terrestres y todos los mamíferos juntos. Los tres casos coinciden en que los estados de Oaxaca y Chiapas son áreas de alta diversidad.

El índice de diversidad de dietas señala, en todos los casos, a la península de Yucatán, Chiapas, Oaxaca, Veracruz y la costa de Guerrero como zonas de alta diversidad. La península de Baja California, a excepción de pequeñas zonas aisladas, tiene valores altos a excepción del caso de mamíferos voladores, donde tiene valores bajos. Esto se debe a que los murciélagos son escasos en esta zona debido a que prácticamente toda la península es una zona templada, sólo el extremo sur de la península donde se encuentra la sierra de La Laguna es considerada como zona tropical (Woloszyn y Woloszyn, 1982).

El aumento en la diversidad de dietas encontrada en la península de Baja California para todos los mamíferos juntos y para mamíferos terrestres, puede deberse a la variedad de topografía, clima, vegetación y a su historia geológica, lo cual ha dado lugar a una variada vida animal, permitiendo que existan especies tropicales, desérticas y templadas (Woloszyn y Woloszyn, 1982).

Estos resultados pueden deberse a diferentes factores; el índice de diversidad de dietas aumenta hacia el sur, lo que nos muestra el efecto del gradiente latitudinal. La variedad y la disponibilidad anual de alimentos aumenta, y esto más que la heterogeneidad espacial da como resultado una gran diversidad de mamíferos en los trópicos. El aumento en la diversidad de murciélagos y de roedores hacia el sur (Fleming, 1973) también implica una mayor variedad en el tipo de dietas. Otro factor importante en este caso parece ser la heterogeneidad ambiental y espacial, los valores de mayor diversidad también se encuentran en las zonas costeras y continúan hasta la Sierra Madre del Sur, la Occidental o la Oriental, lo que representa una gran variación topográfica, climática y altitudinal, lo que implica variedad de hábitats y de vegetación, ya que en estas zonas encontramos una transición desde bosque de coníferas hasta bosque tropical caducifolio y espinoso.

Hábitos

El índice de diversidad de hábitos de mamíferos terrestres y voladores muestra cuatro zonas con valores altos: el centro de la península de Yucatán, el centro de Veracruz frontera con Puebla, la frontera norte de Tamaulipas, el norte de Nuevo León y de Coahuila y el norte de Baja California Norte (Fig. 14). Continúan en prioridad el estado de Oaxaca, el resto de Veracruz, Tamaulipas, el centro de Coahuila y el área aledaña a la frontera entre Sinaloa y Sonora. La zona de menor diversidad está señalada por puntos aislados, prácticamente todo el país tiene valores medios a altos.

La diferencia entre el análisis de riqueza de especies (Fig. 6) y el índice de diversidad de dietas es notoria, las zonas con valores altos de diversidad no coinciden y esto se corrobora con una correlación lineal positiva para pocas especies y, que conforme aumenta el número de especies se torna asintótica ($r^2 = 0.997$; r^2 de Pearson=0.191). El diagrama de dispersión muestra una ligera correlación positiva para pocas especies y conforme aumenta el número de especies se vuelve asintótica (Fig. 15). Esto pudiera deberse a que sólo existe una categoría de hábito para las 138 especies de quirópteros.

El índice de diversidad de hábitos para mamíferos terrestres (Fig. 16) señala puntos aislados como zonas de mayor diversidad, estos puntos son: El área de punta Cayacal en la costa entre Michoacán y Guerrero, el área de punta Farallón y el río Cuitzmala en Jalisco, el área aledaña a los poblados de Achotal y La Unión al sur de Kohunlich en Quintana Roo, la costa de Guerrero en la zona de Tecpan de Galeana, Atoyac de Alvarez hasta Coyuca de Benítez, la zona de Marqués de Comillas, al este de Chajul a lado de la frontera entre Chiapas y Guatemala y de punta Tejupan al río Coalcomán en Michoacán. En estos lugares todas las categorías de hábitos, excepto la de voladores, se encuentran representadas con un alto grado de equidad. Continúan los estados de Chiapas y Oaxaca, el centro y sureste de la península de Yucatán, Tabasco, Campeche, sureste y la costa centro de Veracruz y la costa del Pacífico hasta el sur de Sinaloa. La península de Baja California tiene valores medios a bajos, a excepción de su extremo sur que tiene valores altos. El centro y norte del país tienen valores medios a bajos.

Como sucedió en el caso anterior los resultados obtenidos por el índice de diversidad de hábitos de mamíferos terrestres y por el análisis de riqueza de especies (Fig. 9) son muy diferentes, lo que se observa en la correlación ($r^2 = 0.996$; r^2 de Pearson=0.301), Las zonas prioritarias no coinciden, y los resultados concernientes a la península de Yucatán tampoco corresponden. Esto también se refleja en el diagrama de dispersión (Fig. 17) donde se observa que con pocas especies se abarcan todas las categorías de hábitos y después conforme aumentan las especies ya no hay aumento de diversidad de hábitos, por lo que la

correlación de Pearson es muy baja, sin embargo con la ecuación de la curva podríamos predecir con bastante exactitud el resultado si tenemos los datos de una de las variables.

Ahora bien, si analizamos los índices de diversidad de hábitos para todos los mamíferos juntos y para los mamíferos terrestres, podemos observar que los resultados son muy diferentes, sobre todo en lo que se refiere a los estados de Nuevo León, Coahuila y la frontera entre Sinaloa y Sonora, que son consideradas áreas con un alto índice de diversidad para todos los mamíferos, no siendo así para los mamíferos terrestres. Ambos casos coinciden en que la península de Yucatán, Oaxaca y Veracruz son zonas de alta diversidad y que la punta sur de la península de Baja California tiene valores de medios a altos. Con lo que respecta al norte de Baja California Norte, el índice de diversidad de hábitos para todos los mamíferos señala esta zona como de alta diversidad, y aunque el análisis para los mamíferos terrestres le otorga valores de medios a altos, los resultados son de los más altos de toda la península.

El coeficiente de correlación en ambos casos fue muy bajo, las zonas con índices mayores de diversidad no corresponden y esto puede deberse a que tenemos un número limitado de categorías de hábitos (siete), en las cuales se encuentran distribuidas las 426 especies de mamíferos terrestres y voladores. Esto nos indica que con pocas especies podríamos abarcar todos los hábitos, pero no a la inversa, un sitio puede tener muchas especies, las cuales pueden catalogarse en pocas categorías. Esto tiene importantes implicaciones en lo que se refiere a conservación, ya que si consideramos solamente la riqueza de especies podríamos pasar por alto zonas con una alta diversidad de hábitos, como la península de Yucatán, el norte de Tamaulipas, Nuevo León y Coahuila entre otros.

Si comparamos los resultados obtenidos entre el índice de diversidad de dietas y el de hábitos para el caso de mamíferos terrestres y voladores los resultados muestran zonas de mayor diversidad diferentes, solamente coinciden la península de Yucatán y el estado de Veracruz y Tamaulipas.

El índice de hábitos no señala a la costa del Pacífico como zona de alta diversidad. Las zonas con índices de diversidad elevados son mucho más restringidas con el índice de hábitos que en el índice de dietas, aun que es importante recordar que el índice de hábitos da valores de medios a altos prácticamente a toda la República.

La correlación lineal entre ambos índices de diversidad es baja ($r^2 = 1.000$; r^2 de Pearson 0.401), lo que se observa en el diagrama de dispersión (Fig. 18), pero si aplicamos la ecuación de la curva podríamos predecir los datos con sólo tener una de las variables. Esto indica que en el caso de mamíferos terrestres y voladores es necesario realizar estudios con los dos índices de diversidad para poder tener una visión completa para la conservación.

En el caso de mamíferos terrestres, en el índice de diversidad de hábitos los valores más altos se encuentran en puntos aislados y en el índice de dietas es una zona amplia, sin embargo el patrón es muy similar. Ambos índices señalan a la península de Yucatán, Tabasco, el sureste del país (Oaxaca y Chiapas), la costa del Golfo y la del Pacífico como zonas con valores altos de diversidad. Sin embargo, los resultados obtenidos en toda la península de Baja California, a excepción de la punta sur, son diferentes, el índice de dietas le da valores altos y el de hábitos valores de medios a bajos. La correlación no lineal entre ambos índices es positiva y estadísticamente significativa ($r^2 = 0.999$; r^2 de Pearson=0.701) (Fig. 19). En el caso de mamíferos terrestres, debido a la alta correlación entre ambos índices podría efectuarse un estudio con cualquiera de los dos índices, lo que proporcionaría una visión bastante completa. La diferencia entre este caso y el de mamíferos terrestres y voladores puede deberse a la cantidad de especies de murciélagos (138) que se encuentran dentro de una sola categoría de hábitos, y que sin embargo se distribuyen en siete categorías de dietas, esto aunado a la diferencia de los patrones de distribución y de diversidad de los quirópteros y de los mamíferos terrestres.

Actualmente en México para la protección y la preservación de la biodiversidad se creó la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en 1988, de acuerdo con esta ley se estableció el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, el cual delimita y clasifica a éstas zonas en diferentes categorías: Reservas de la Biósfera, Reservas Especiales de la Biósfera, Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Parques Marinos Nacionales, Áreas de Protección de Recursos Naturales, Áreas de Protección de Flora y Fauna, Parques Urbanos y Zonas Sujetas a Conservación Ecológica.

En estas áreas no sólo se conservan mamíferos, en muchos casos se tratan de conservar segmentos de ecosistemas, pero también se consideran objetos de interés estético, histórico, científico, educativo o de recreo.

Si tomamos en cuenta las Áreas Naturales Protegidas que existen hasta la fecha podemos observar que en la península de Yucatán existen muy pocas áreas de este tipo y más de la mitad de éstas áreas se encuentran enfocadas a sistemas costeros. En la costa de Guerrero, considerada como de alta diversidad en todos los casos de hábitos y de dietas, sólo existe el Parque Nacional El Veladero. Zonas donde se encontraron altos valores de diversidad como son Michoacán, Colima, la costa de Tamaulipas, Sonora y sur de Sinaloa no se consideran en el sistema. Los estados de Chiapas y Veracruz considerados como zonas con gran riqueza de especies y encontrados también como zonas de alta diversidad ecológica tienen varias reservas y parques nacionales. El estado de Oaxaca sólo cuenta con 2 parques nacionales. El extremo sur de Baja California Sur tampoco es considerado y es una área de valores altos de diversidad. Cabe aclarar que también se da el caso contrario, en el que existen reservas que no coinciden con una zona relevante en diversidad de mamíferos terrestres y voladores, como es el caso de la Reserva del Vizcaíno en Baja California Sur. Podríamos decir que para poder conservar a los mamíferos se requieren de más áreas protegidas en sitios donde hasta ahora no se consideran de gran diversidad o importancia.

CONCLUSIONES

Si existe diferencia entre los resultados obtenidos por los análisis de riqueza de especies y por los obtenidos por los índices de diversidad de dietas y de hábitos; las diferencias son más marcadas sobre todo con este último. Una notable diferencia es la referente a las penínsulas de Yucatán y de Baja California, no consideradas como zonas relevantes con riqueza de especies y señaladas como de alta diversidad por los índices de diversidad ecológica.

Para este trabajo en específico la ecuación de la curva $H = a * S / (1 + b * S)$, puede considerarse como una ecuación con la que se puede predecir con bastante exactitud una de las variables, con sólo tener los datos de la otra variable (índice de diversidad de hábitos o de dietas).

En general, las zonas de mayor diversidad señaladas por ambos índices fueron: la península de Yucatán, Chiapas, Oaxaca, Veracruz, Tamaulipas y la punta sur de Baja California, exactamente la zona de La Paz a Los Cabos. El índice de dietas señala también la Costa del Golfo y la Península de Baja California como zonas de alta diversidad.

La diferencia en los resultados obtenidos entre un método tradicional y un método alternativo como el utilizado en este estudio nos indica que es necesario aplicar otros métodos además de riqueza de especies si queremos conocer las áreas de mayor diversidad para la conservación, ya que de lo contrario podríamos pasar por alto detalles importantes, como las penínsulas.

Este trabajo tiene ciertas limitantes como son la distribución histórica (1980) de las especies, debido a falta de datos lo que en este estudio se refleja en una sobrestimación de la distribución de las especies. También influye la dificultad para poder categorizar a las especies, que muchas veces es un tanto subjetiva. Sin embargo esto no representa un gran problema ya que los mapas de riqueza de especies se obtuvieron de la misma forma, por lo que las comparaciones son completamente válidas.

**ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

Además este método para medir la diversidad, no es más que eso, encontramos las zonas prioritarias para la conservación y obtenemos datos ecológicos respecto a las especies que viven en esos lugares, pero para poder conservar esto es solamente el principio, es necesario hacer estudios más profundos sobre estas zonas para saber como debemos conservarlas.

El Sistema Nacional de Areas Naturales Protegidas ha sido un buen comienzo para la protección y preservación de nuestros recursos y año con año se suman más zonas a este sistema. Sin embargo, si consideramos los altos índices de diversidad de dietas y de hábitos encontrados en toda la República Mexicana que hacen más difícil la labor del sistema; y si a esto le sumamos las dificultades y por menores a los que se enfrenta un sistema como este para poder hacer efectiva la conservación a largo plazo (Ver Estrategias para la Conservación de la Biodiversidad) y consideramos que aproximadamente sólo el 8% de nuestro territorio se encuentra considerado dentro de este sistema, todo esto aunado al contexto educativo-político-económico y social que existe en nuestro país, podemos decir que este sistema sólo es una solución práctica y a corto plazo. Para poder preservar nuestra biodiversidad es necesario aprender a aprovecharla adecuada y moderadamente, lo que se conoce actualmente como uso sostenible de los recursos, pero al parecer todavía no estamos listos para hacerlo, pero debemos de tenerlo en mente y tratar de aplicarlo en un futuro próximo.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México por la formación académica y en particular al Centro de Ecología, por el apoyo logístico para la realización de esta tesis. A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) por la beca otorgada para la elaboración de esta tesis. A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el financiamiento para la elaboración de la base de datos, como parte del proyecto "Escalas y la Diversidad de Mamíferos en México". La base de datos se elaboró en colaboración con Ma. Fernanda Figueroa, Pilar Rodríguez y Karina Santos del Prado, bajo la dirección del Dr. Héctor Arita. Al Dr. Héctor Arita, director de esta tesis, por su apoyo, paciencia, múltiples revisiones, ideas y comentarios, los cuales fueron parte fundamental en la elaboración de este trabajo. A los sinodales, el Dr. Ceballos, la M. en C. Livia León-Paniagua, el Biol. Oscar Sánchez y el Dr. Soberón por el tiempo, la revisión, comentarios y sugerencias que enriquecieron este trabajo. También quisiera agradecer a todas aquellas personas del laboratorio de Ecología de Mamíferos del Centro de Ecología, UNAM que colaboraron con este trabajo o que simplemente me brindaron su apoyo y amistad. A Jorge Ortega por el mapa y por todo su ayuda en mis múltiples problemas con la computadora, a Cuahutémoc Chávez por sus valiosos comentarios, a Jorge Uribe, a Pilar Rodríguez, a Ella Vázquez, a Mauricio Orellana, y especialmente a Fernanda Figueroa y Karina Santos del Prado por su ayuda, paciencia, apoyo y comentarios.

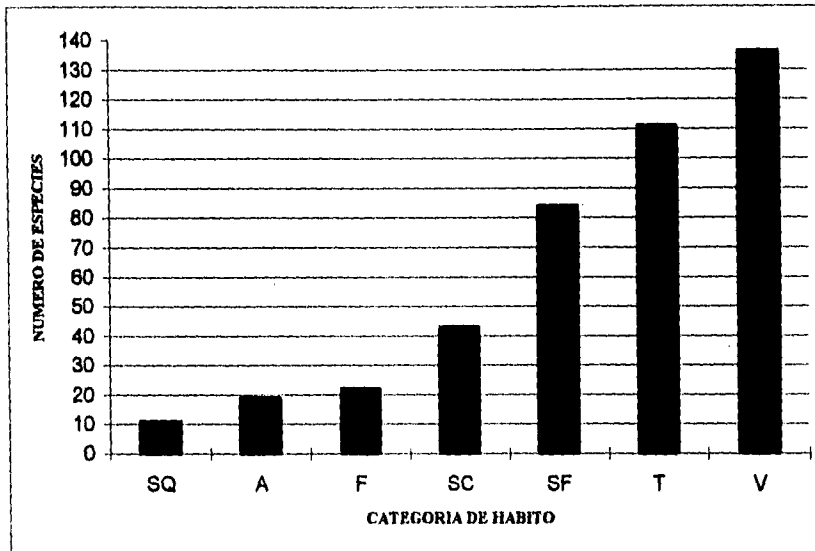


Figura 1. Distribución de frecuencias de las especies de mamíferos mexicanos en las categorías de hábitos. F: fosoriales, SF: semifosoriales, T: terrestres, V: voladores, A: arborícolas, SC: semiarborícolas, SQ: semiacuáticos.

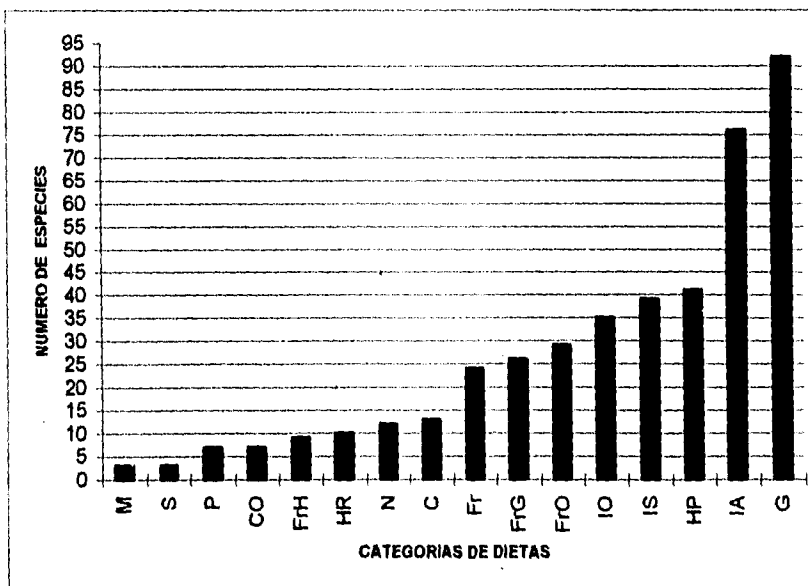


Figura 2. Distribución de frecuencias de las especies de mamíferos mexicanos en las categorías de dietas. P: piscívoro, C: carnívoro, CO: carnívoro/omnívoro, Fr: frugívoro, FrG: frugívoro/granívoro, FrH: frugívoro/herbívoro, FrO: frugívoro/omnívoro, G: granívoro, HP: herbívoro pastoreador, HR: herbívoro ramoneador, IA: insectívoro aéreo, IO: insectívoro de omnívoro, IS: insectívoro de sustrato, M: mirmecófago, N: nectarívoro, S: sanguívoro.

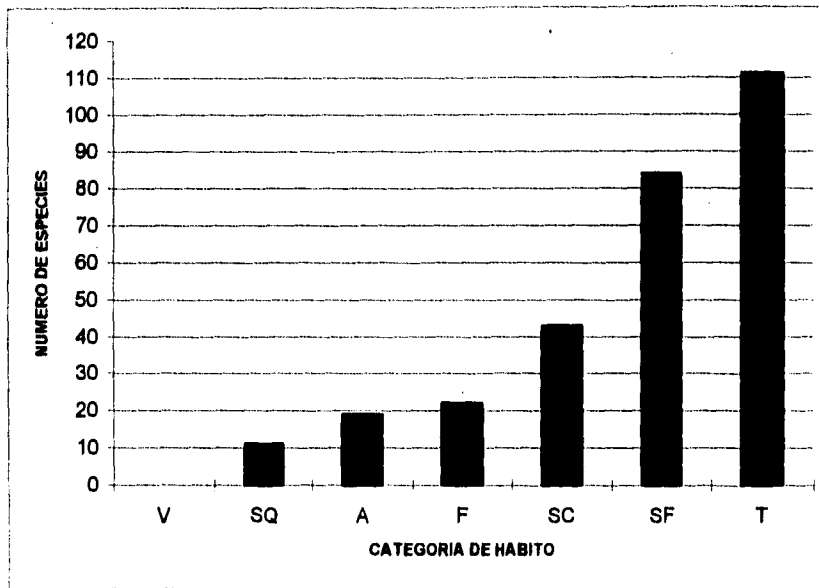


Figura 3. Distribución de frecuencias de las especies de mamíferos terrestres mexicanos en las categorías de hábitos. F: fosoriales, SF: semifosoriales, T: terrestres, A: arborícolas, SC: semiarborícolas, SQ: semiacuáticos.

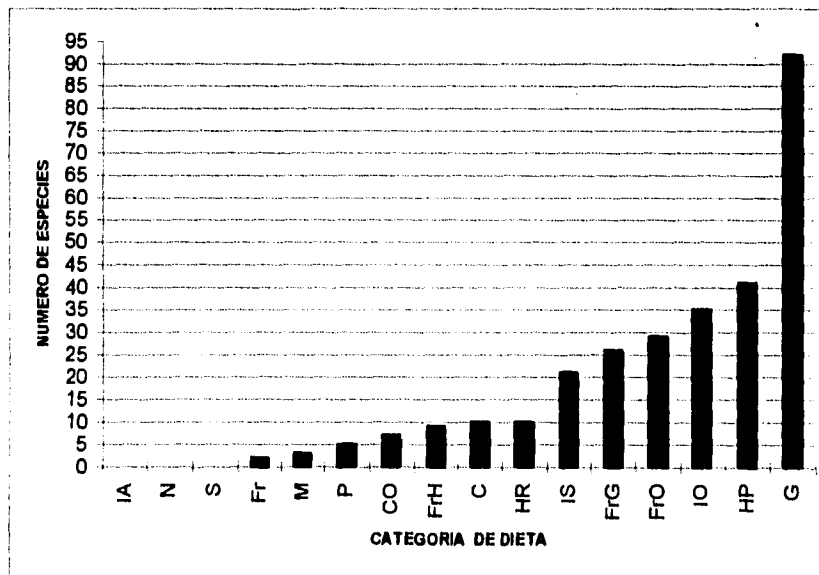


Figura 4. Distribución de frecuencias de las especies de mamíferos mexicanos terrestres en las categorías de dietas. P: piscívoro, C: carnívoro, CO: carnívoro/omnívoro, Fr: frugívoro, FrG: frugívoro/granívoro, FrH: frugívoro/herbívoro, FrO: frugívoro/omnívoro, G: granívoro, HP: herbívoro pastoreador, HR: herbívoro ramoneador, IS: insectívoro de sustrato, IO: insectívoro/omnívoro, M: mirmecófago.



Figura 5. Distribución geográfica de los valores de diversidad de dietas de los mamíferos terrestres y voladores mexicanos.



Figura 6. Distribución geográfica de los valores de riqueza de especies de los mamíferos terrestres y voladores mexicanos.



Figura 8. Distribución geográfica de los valores de diversidad de dietas de los mamíferos terrestres mexicanos.



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

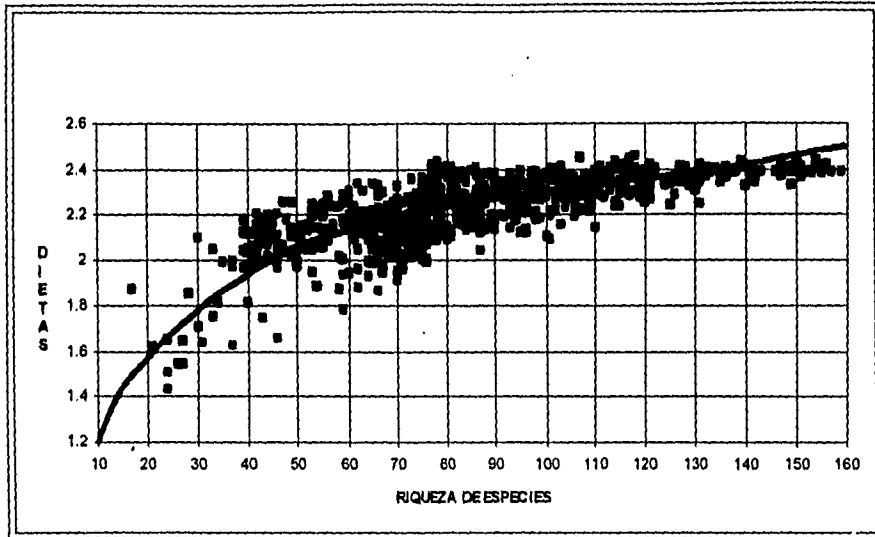


Figura 7. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de dietas y la riqueza de especies de mamíferos mexicanos terrestres y voladores ($r^2=0.998$).

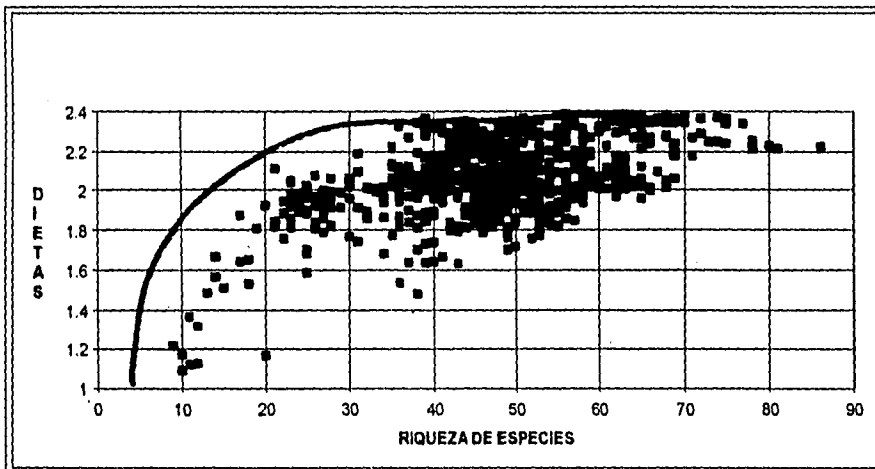


Figura 10. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de dietas y la riqueza de especies de los mamíferos mexicanos terrestres ($r^2=0.995$).



Figura 11. Distribución geográfica de los valores de diversidad de dietas de los mamíferos voladores mexicanos.

- 80-81
- 80-73
- 72-64
- 63-56
- 55-48
- 47-39
- 38-31
- 30-22
- 21-14
- 13-05



Figura 12. Distribución geográfica de los valores de riqueza de especies de los mamíferos voladores mexicanos.



Figura 14. Distribución geográfica de los valores de diversidad de hábitos de los mamíferos terrestres y voladores mexicanos.



Figura 16. Distribución geográfica de los valores de diversidad de hábitos de los mamíferos terrestres mexicanos.

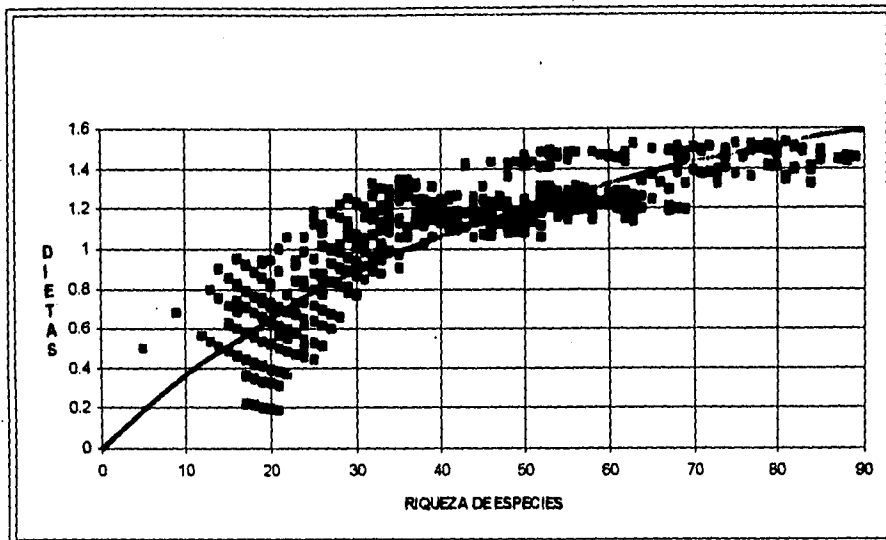


Figura 13. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de dietas y la riqueza de especies de mamíferos mexicanos voladores ($r^2 = 0.966$).

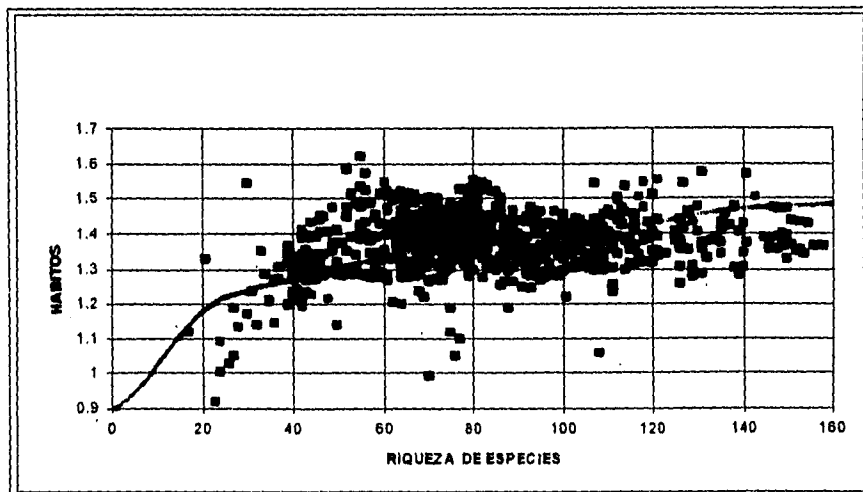


Figura 15. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de hábitos y la riqueza de especies de los mamíferos mexicanos terrestres y voladores ($r^2 = 0.997$).

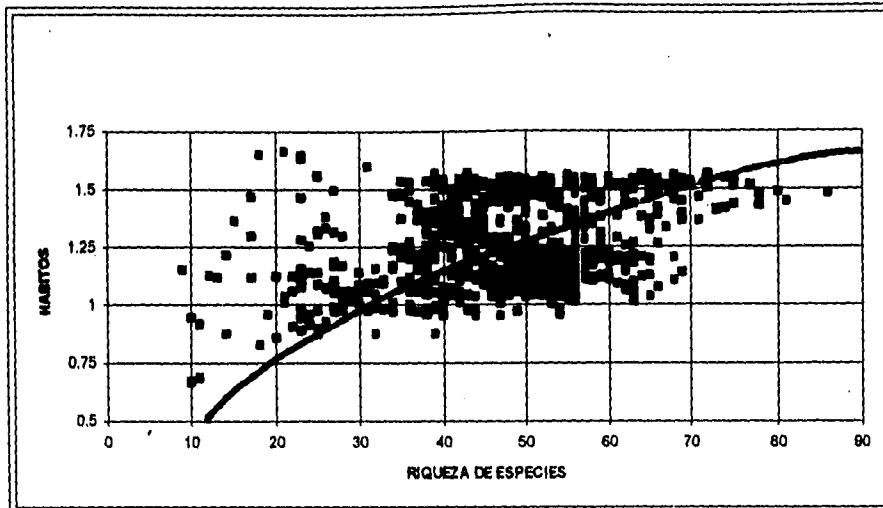


Figura 17. Diagrama de dispersión entre el índice de hábitos y la riqueza de especies de los mamíferos mexicanos terrestres ($r^2= 0.996$).

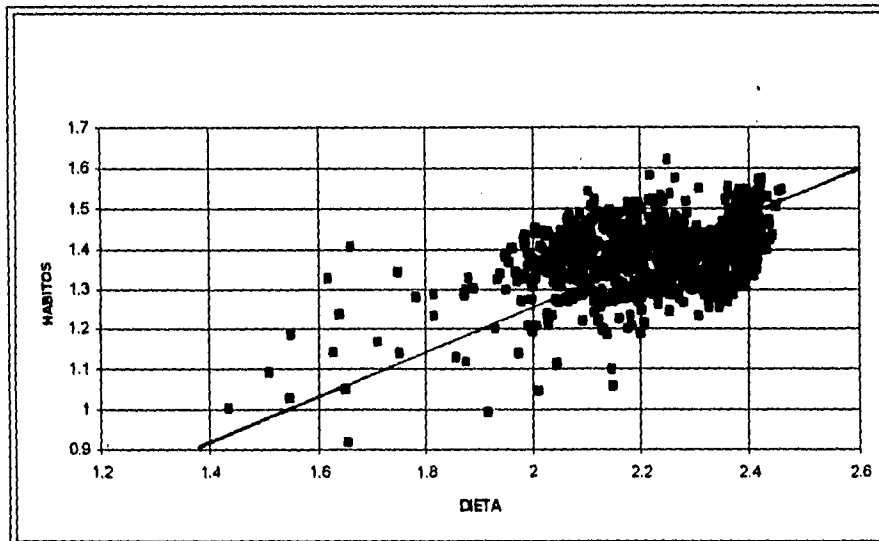


Figura 18. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de dietas y el índice de diversidad de hábitos de los mamíferos mexicanos terrestres y voladores ($r^2= 1.000$).

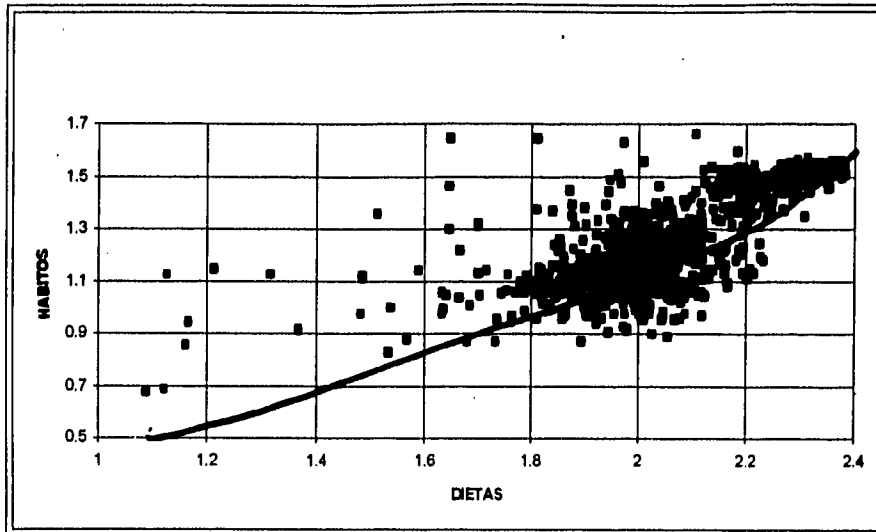


Figura 19. Diagrama de dispersión entre el índice de diversidad de dietas y el índice de diversidad de dietas de los mamíferos mexicanos terrestres ($r^2 = 0.999$).

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	HABITO	DIETA	AUTOR
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	CALUROMYS	DERBIANUS	A	FrO	Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	CHIRONECTES	MINIMUS	SO	P	Ceballos, com. pers.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	DIDELPHIS	MARSUPIALIS	SC	FrO	Eisenberg, 1989.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	DIDELPHIS	VIRGINIANA	SC	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	MARMOSA	CANESCENS	SC	FrO	Ceballos, com. pers.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	MARMOSA	MEXICANA	SC	FrO	Nowak, 1991.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	METACHIRUS	NUDICAUDATUS	SC	FrO	Ceballos, com. pers.
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE	PHILANDER	OPOSSUM	SC	FrO	Ceballos, com. pers.
XENARTHRA	DASYPODIDAE	CABASSOUS	CENTRALIS	SF	M	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.
XENARTHRA	DASYPODIDAE	DASYPUS	NOVEMCINCTUS	SF	IO	Chapman y Feldhamer, 1982.
XENARTHRA	MYRMECOPHAGIDAE	CYCLOPES	DIDACTYLUS	A	M	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973.
XENARTHRA	MYRMECOPHAGIDAE	TAMANDUA	MEXICANA	SC	M	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	GOLDMANI	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	GOODWINI	SF	IS	Choate y Fleharty, 1974.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	MAGNA	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	MEXICANA	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	INGRESCENS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	CRYPTOTIS	PARVA	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.; Eisenberg, 1989.
INSECTIVORA	SORICIDAE	MEGASOREX	GIGAS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	NOTIOSOREX	CRAWFORDI	SF	IS	Armstrong y Knox Jones, 1972.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	ARIZONAE	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	EMARGINATUS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	MACRODON	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	MILLERI	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	MONTICOLUS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	OROPOLUS	SF	IS	Baker y Greer, 1962.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	ORNATUS	SF	IS	Owen y Hoffman, 1983.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	SAUSSUREI	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	SCLATERI	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	STIZODON	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	VENTRALIS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	SORICIDAE	SOREX	VERAEPACIS	SF	IS	Arita, com. pers.; Ortega, com. pers.
INSECTIVORA	TALPIDAE	SCALOPUS	AQUATICUS	F	IO	Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.
INSECTIVORA	TALPIDAE	SCAPANUS	LATIMANUS	F	IO	Chapman y Feldhamer, 1982.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	BALANTIOPTERYX	IO	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	BALANTIOPTERYX	PLICATA	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	CENTRONYCTERIS	MAXIMILIANI	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	DICLIDURUS	ALBUS	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	PEROPTERYX	KAPPLERI	V	IA	Arita y Medellín, 1985.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	PEROPTERYX	MACROTIS	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	RYNCHONYCTERIS	NASO	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	SACCOPTERYX	BILINEATA	V	IA	Arita y Medellín, 1985.
CHIROPTERA	EMBALLONURIDAE	SACCOPTERYX	LEPTURA	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	AURIPENDULUS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	BONARIENSIS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	GLAUCINUS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	HANSAE	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	PEROTIS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	EUMOPS	UNDERWOODI	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSUS	ATER	V	IA	Arita y Medellín, 1985.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSUS	AZTECUS	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSUS	COBENSIS	V	IA	Arita, com. pers.
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSOPS	GREENHALLI	V	IA	Arita y Medellín, 1985.

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSUS	MOLOSSUS	V	IA	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	MOLOSSUS	SINALOAE	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	NYCTINOMOPS	AURISPINOSUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	NYCTINOMOPS	FEMOROSACCUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	NYCTINOMOPS	LATICAUDATUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	NYCTINOMOPS	MACROTIS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	PROMOPS	CENTRALIS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MOLOSSIDAE	TADARIDA	BRASILIENSIS	V	IA	Chapman y Feldhamer, 1982.		
CHIROPTERA	MORMOOPIDAE	MORMOOPS	MEGALOPHYLLA	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MORMOOPIDAE	PTERONOTUS	DAVYI	V	IA	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	MORMOOPIDAE	PTERONOTUS	GYMNONOTUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	MORMOOPIDAE	PTERONOTUS	PARNELLII	V	IA	Arita y Medellín, 1985; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	MORMOOPIDAE	PTERONOTUS	PERSONATUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	NATALIDAE	NATALUS	STRAMINEUS	V	IA	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	NOCTILIONIDAE	NOCTILIO	ALBIVENTRIS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	NOCTILIONIDAE	NOCTILIO	LEPORINUS	V	IP	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	ANOURA	GEOFFROYI	V	N	Eisenberg, 1989; Gardner, 1977.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	ARTIBEUS	HIRSUTUS	V	Fr	Ceballos y Miranda, 1986; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	ARTIBEUS	INTERMEDIUS	V	Fr	Ceballos y Miranda, 1986; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	ARTIBEUS	JAMAICENSIS	V	Fr	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	ARTIBEUS	LITURATUS	V	Fr	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CAROLLIA	BREVIKAUDA	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CAROLLIA	PERSPICILLATA	V	Fr	Arita y Medellín, 1985.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CAROLLIA	SUBRUFFA	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CENTURIO	SENEX	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CHIRODERMA	SALVINI	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CHIRODERMA	VILLOSUM	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CHOERONSCUS	GODMANI	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CHOERONYCTERIS	MEXICANA	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	CHIROPTERUS	AURITUS	V	C	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DERMANURA	AZTECA	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DERMANURA	HARTII	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DERMANURA	PHAEOTIS	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DERMANURA	TOLTECA	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DERMANURA	WATSONI	V	Fr	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DESMODUS	ROTUNDUS	V	S	Arita y Medellín, 1985; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DIAEMUS	YOUNGI	V	S	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	DIPHYLLA	ECAUDATA	V	S	Arita y Medellín, 1985; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	GLOSSOPHAGA	COMMISSARISII	V	N	Arita y Medellín, 1985; Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	GLOSSOPHAGA	LEACHI	V	N	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	GLOSSOPHAGA	MORENOI	V	N	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	GLOSSOPHAGA	SORICINA	V	N	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	HYLONYCTERIS	UNDERWOODI	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	LEPTONYCTERIS	CURASOAE	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	LEPTONYCTERIS	IVALIS	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	LICHONYCTERIS	OBSCURA	V	N	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	LONCHORHINA	AURITA	V	IA	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MACROTUS	CALIFORNICUS	V	IS	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MACROPHYLLUM	MACROPHYLLUM	V	IS	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MACROTUS	WATERHOUSII	V	IS	Eisenberg, 1989.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MICRONYCTERIS	BRACHYOTIS	V	IS	Eisenberg, 1989; Gardner, 1977.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MICRONYCTERIS	MEGALOTIS	V	IS	Arita, com. pers.; Gardner, 1977.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MICRONYCTERIS	SCHMIDTORUM	V	IS	Arita, com. pers.; Gardner, 1977.		
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MICRONYCTERIS	SYLVESTRIS	V	IS	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989.		

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MIMON	BENNETTII	V	IS	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MIMON	CRENULATUM	V	IS	Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	MUSONYCTERIS	HARRISONI	V	N	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	PHYLLOSTOMUS	DISCOLOR	V	IS	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	PHYLLOSTOMUS	STENOPS	V	IS	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	PLATYRHINUS	HELLERI	V	Fr	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	STURNIRA	LILIUM	V	Fr	Arita y Medellín, 1985; Ceballos y Miranda, 1986			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	STURNIRA	LUDOVICI	V	Fr	Arita y Medellín, 1985; Ceballos y Miranda, 1986			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	TONATIA	BIDENS	V	IS	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	TONATIA	BRASILIENSE	V	IS	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	TONATIA	EVOTIS	V	IS	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	TRACHOPS	CIRRHOSUS	V	C	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	URODERMA	BILOBATUM	V	Fr	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	URODERMA	MAGNIROSTRUM	V	Fr	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	VAMPIRODES	CARACCIOLI	V	Fr	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	VAMPIRESSA	PUSILLA	V	Fr	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	PHYLLOSTOMIDAE	VAMPIRYUM	SPECTRUM	V	C	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	THYROPTERIDAE	THYROPTERA	TRICOLOR	V	IA	Arita y Medellín, 1985; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	ANTROZOUS	PALLIDUS	V	IS	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	BAUERUS	DUBIAQUERCUS	V	IS	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	EPTESICUS	BRASILIENSIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	EPTESICUS	FURNALIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	EPTESICUS	FUSCUS	V	IA	Chapman y Feldhamer, 1982			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	EUDERMA	MACULATUM	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	IOIONYCTERIS	PHYLLOTIS	V	IS	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	BLOSSEVILLII	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	BOREALIS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	CHEREUS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	EGA	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	INTERMEDIUS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIONYCTERIS	NOCTIVAGANS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	LASIURUS	XANTHINUS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	ALBESCENS	V	IA	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	AURICULUS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	CALIFORNICUS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	CARTERI	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	CLIOLABRUM	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	ELEGANS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	EVOTIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	FORTIDENS	V	IA	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	KEYSI	V	IA	Arita y Medellín, 1985			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	LUCIFUGUS	V	IA	Arita, com. pers.; Chapman y Feldhamer, 1982			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	MILLERI	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	NIGRICANS	V	IA	Arita, com. pers.; Eisenberg, 1989			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	PENINSULARIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	PLANICEPS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	THYSANODES	V	IA	Arita, com. pers.; Ceballos y Miranda, 1986			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	VELIFER	V	IA	Arita, com. pers.; Ceballos y Miranda, 1986			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	VIVESI	V	P	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	VOLANS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	MYOTIS	YUMANENSIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	NYCTICEIUS	HUMERALIS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	PIPISTRELLUS	HESPERUS	V	IA	Arita, com. pers.			
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	PIPISTRELLUS	SUBFLAVUS	V	IA	Arita y Medellín, 1985			

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	PLECOTUS	MEXICANUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	PLECOTUS	TOWSENDII	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	AENEUS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	ALLENI	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	GENOWAYSI	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	GRACILIS	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	MIRA	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	PARVULA	V	IA	Arita, com. pers.		
CHIROPTERA	VESPERTILIONIDAE	RHOGEESSA	TUMIDA	V	IA	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973.		
PRIMATES	CEBIDAE	ALOUATTA	PALLIATA	A	FrH	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
PRIMATES	CEBIDAE	ALOUATTA	PIGRA	A	FrH	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
PRIMATES	CEBIDAE	ATELES	GEOFFROYI	A	FrH	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	CANIDAE	CANIS	LAI RANS	T	CO	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	CANIDAE	CANIS	LUPUS	T	C	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	CANIDAE	UROCYON	CINEROCARGENTEUS	T	CO	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	CANIDAE	VULPES	VELOX	T	CO	Chapman y Feldhamer, 1982; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	CONEPATUS	LEUCONOTUS	T	IO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	CONEPATUS	MESOLEUCUS	T	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	CONEPATUS	SEMSTRATUS	T	FrO	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	EIRA	BARBARA	SC	CO	Ceballos, com. pers.; Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	GALICTIS	VITTATA	T	C	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	LONTRA	CANADENSIS	SO	P	Eisenberg, 1989; Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	LONTRA	LONGICAUDIS	SO	P	Eisenberg, 1989.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	MEPHITIS	MACROURA	SF	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	MEPHITIS	MEPHITIS	T	IO	Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	MUSTELA	FRENATA	SF	C	Eisenberg, 1989; Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	SPILOGALE	PUTORIUS	T	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.		
CARNIVORA	MUSTELIDAE	SPILOGALE	PYGMAEA	T	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.		
CARNIVORA	MUSTELIOAE	TAXIOEA	TAXUS	SF	C	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.		
CARNIVORA	PROCYONIDAE	BASSARISCUS	ASTUTUS	SC	CO	Chapman y Feldhamer, 1982; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	PROCYONIDAE	BASSARISCUS	SUMICHRASTI	A	FrO	Eisenberg, 1989.		
CARNIVORA	PROCYONIDAE	NASUA	NARICA	SC	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	PROCYONIDAE	POTOS	FLAVUS	A	Fr	Ford y Hoffman, 1988; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	PROCYONIDAE	PROCYON	LOTOR	SC	CO	Ceballos, com. pers.; Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.		
CARNIVORA	URSIDAE	URSUS	AMERICANUS	T	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	URSIDAE	URSUS	ARCTOS	T	CO	Chapman y Feldhamer, 1982.		
CARNIVORA	FELIDAE	HERPAILURUS	YAGOUAROUNDI	SC	C	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.		
CARNIVORA	FELIDAE	LEOPARDUS	PARDALIS	SC	C	Ceballos y Miranda, 1986; Eisenberg, 1989; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	FELIDAE	LEOPARDUS	WIEOII	SC	C	Ceballos y Miranda, 1986.		
CARNIVORA	FELIDAE	LYNX	RUFUS	SC	C	Ceballos y Miranda, 1986; Fleming, 1973; Gittleman, 1989.		
CARNIVORA	FELIDAE	PANTHERA	ONCA	T	C	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973.		
CARNIVORA	FELIDAE	PUMA	CONCOLOR	T	C	Ceballos y Miranda, 1986; Fleming, 1973; Gittleman, 1989.		
PERISSODACTYLA	TAPIRIDAE	TAPIRUS	BAIROII	T	FrH	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.		
ARTIODACTYLA	ANTILOCAPRIDAE	ANTILOCAPRA	AMERICANA	T	HR	O'Gara, 1978.		
ARTIODACTYLA	BOVIDAE	BISON	BISON	T	HP	Chapman y Feldhamer, 1982.		
ARTIODACTYLA	BOVIDAE	OVIS	CANADENSIS	T	HR	Chapman y Feldhamer, 1982.		
ARTIODACTYLA	CERVIDAE	CERVUS	ELAPHUS	T	HR	Chapman y Feldhamer, 1982.		
ARTIODACTYLA	CERVIDAE	MAZAMA	AMERICANA	T	FrH	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.		
ARTIODACTYLA	CERVIDAE	ODOCOILEUS	HEMONUS	T	HR	Chapman y Feldhamer, 1982; Robinson y Redford, 1986.		
ARTIODACTYLA	CERVIDAE	ODOCOILEUS	VIRGINIANUS	T	HR	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.		
ARTIODACTYLA	TAYASSUIDAE	TAYASSU	PECARI	T	FrH	Nowak, 1991; Robinson y Redford, 1986.		
ARTIODACTYLA	TAYASSUIDAE	TAYASSU	TALJACU	T	FrH	Nowak, 1991; Robinson y Redford, 1986.		
RODENTIA	CASTORIOAE	CASTOR	CANADENSIS	SQ	HR	Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.		
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGOMYS	CASTANOPS	F	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.		

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	FUMOSUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	GOLDMANI	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	GYMNURUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	MERRIAM	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	NEGLECTUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	TYLORHINUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	CRATOGEOMYS	ZINSERI	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	GEOMYS	ARENARIUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	GEOMYS	PERSONATUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	GEOMYS	TROPICALIS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	ORTHOGEOMYS	CUNICULUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	ORTHOGEOMYS	GRANDIS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	ORTHOGEOMYS	HISPIDUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	ORTHOGEOMYS	LANIUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	PAPPOGEOMYS	ALCORNI	F	IHP	Russell, 1968.
RODENTIA	GEOMYDAE	PAPPOGEOMYS	BULLERI	F	IHP	Russell, 1968.
RODENTIA	GEOMYDAE	THOMOMYS	BOTTAE	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	THOMOMYS	UMBRINUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	GEOMYDAE	ZYGOGEOMYS	TRICHOPIUS	F	IHP	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Hoffmeister, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	ARENARIUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	ARTUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	BAILEYI	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	CALIFORNICUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	DALQUESTI	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	FALLAX	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	FORMOSUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	GOLDMANI	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	HISPIDUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	INTERMEDIUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	LINEATUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	NELSONI	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	PENICILLATUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	PERNIX	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	CHAETODIPUS	SPINATUS	SF	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	AGILIS	SF	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	COMPACTUS	SF	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	DESERTI	SF	G	Brylski, 1990.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	GRAVITES	SF	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	MERRIAM	SF	G	Anderson, 1972; Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	NELSONI	SF	G	Anderson, 1972; Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	ORDII	SF	G	Anderson, 1972; Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	PHILLIPSII	SF	G	Knox Jones y Genoways, 1973.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	DIPDOMYS	SPECTABILIS	SF	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	HETEROMYS	DESMARESTIANUS	SF	FIG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	HETEROMYS	GALMERI	SF	FIG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	HETEROMYS	NELSONI	SF	FIG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	LIOMYS	IRRORATUS	SF	G	Ceballos y Miranda, 1986; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	LIOMYS	PICTUS	SF	G	Ceballos y Miranda, 1986; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	LIOMYS	SALVINI	SF	G	Ceballos y Miranda, 1986; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	LIOMYS	SPECTABILIS	SF	G	Ceballos y Miranda, 1986; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	PEROGNATHUS	AMPLUS	SF	G	Anderson, 1972; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	PEROGNATHUS	FLAVESCENS	SF	G	Anderson, 1972; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	PEROGNATHUS	FLAVUS	SF	G	Anderson, 1972; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975.
RODENTIA	HETEROMYIDAE	PEROGNATHUS	LONGMEMBRIS	SF	G	Anderson, 1972; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975.

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

RODENTIA	HETEROMYIDAE	PEROGNATHUS	MERRIAM	SF	G	Anderson, 1972; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975.
RODENTIA	MURIDAE	BAIOMYS	MUSCULUS	SF	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	BAIOMYS	TAYLORI	SF	IO	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	HABROMYS	CHINANTECO	A	G	Livia León, com. pers.
RODENTIA	MURIDAE	HABROMYS	LEPTURUS	A	G	Livia León, com. pers.
RODENTIA	MURIDAE	HABROMYS	LOPHURUS	A	G	Livia León, com. pers.
RODENTIA	MURIDAE	HABROMYS	SIMULATUS	A	G	Livia León, com. pers.
RODENTIA	MURIDAE	HODOMYS	ALLENI	A	G	Ceballos y Miranda, 1986.
RODENTIA	MURIDAE	MEGADONTOMYS	CRYOPHILUS	T	FrO	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MEGADONTOMYS	NELSONI	T	FrO	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MEGADONTOMYS	THOMASI	T	FrO	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	CALIFORNICUS	SF	HP	Brylsky, 1990.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	GUATEMALENSIS	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	MEXICANUS	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	OAXACENSIS	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	PENNSYLVANICUS	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	QUASIATER	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	MICROTUS	UMBROSUS	SF	HP	Chapman y Feldhamer, 1982; Getz, 1985; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	NELSONIA	GOLDMANI	T	HR	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	NELSONIA	NEOTOMODON	T	HR	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	ALBIGULA	SC	IO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMODON	ALSTONI	SF	FrO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	ANGUSTAPALATA	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	DEVIA	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	FUSCIPES	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	GOLDMANI	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	LEPIDA	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	MEXICANA	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	MICROPUS	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	NELSONI	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	PALATINA	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NEOTOMA	PHENAX	SC	IO	Birney y Knox Jones, 1972.
RODENTIA	MURIDAE	NYCTOMYS	SUMICHRASTI	A	FrG	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	OLIGORYZOMYS	FULVESCENS	T	G	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	ONDATRA	ZIBETHICUS	SQ	CO	Willner, Feldhamer, Zucker y Chapman, 1980.
RODENTIA	MURIDAE	ONYCHOMYS	ARENICOLA	T	IO	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	ONYCHOMYS	LEUCOGASTER	T	IO	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	ONYCHOMYS	TORRIDUS	T	IO	McCarty, 1975.
RODENTIA	MURIDAE	ORYZOMYS	ALFAROI	SQ	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	MURIDAE	ORYZOMYS	CHAPMANI	SQ	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	MURIDAE	ORYZOMYS	COUESI	SQ	FrO	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	MURIDAE	ORYZOMYS	MELANOTIS	SQ	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	MURIDAE	OSGOODOMYS	BANDERANUS	SC	G	Ceballos y Miranda, 1986; Chávez, com. pers.
RODENTIA	MURIDAE	OTONYCTOMYS	HATTI	A	FrG	Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	OTOTYLOMYS	PHYLLLOTIS	SC	FrH	Lawlor, 1982.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	AZTECUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	BEATAE	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	BOYLI	T	G	Eisenberg, 1989; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	BULLATUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	CALIFORNICUS	T	G	Merrif, 1978.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	CRINITUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	DIFFICILIS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	EREMICUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	EVA	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	FURVUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	GRATUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	GUARDIA	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	GYMNOTIS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	HOOPERI	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	LEUCOPUS	T	G	Chapman y Feldhamer, 1982.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	LEVIPES	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MANICULATUS	T	G	Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MELANOPHRYS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MEGALOPS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MEKISTURUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MELANOCARPUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MELANOTIS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MERRIAM	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MELANIURUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	MEXICANUS	T	G	Eisenberg, 1989.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	NASUTUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	OCHRAVENTER	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	PECTORALIS	T	G	Schmidly, 1974.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	PERFULVUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	POLIUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	SIMULUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	SPICILEGUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	TRUEI	T	G	Eisenberg, 1989; Findley, Harris, Wilson y Jones, 1975; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	WINKELMANNI	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	YUCATANICUS	T	G	Ortega, com. pers.		
RODENTIA	MURIDAE	PEROMYSCUS	ZARHYNCHUS	T	G	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	BURTI	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	CHRYSOPSIS	T	G	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	FULVESCENS	T	G	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	GRACILIS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	HIRSUTUS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	MEGALOTIS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	MEXICANUS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	MICRODON	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	MONTANUS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	SUMICHRASTI	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	TENUIROSTRIS	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	REITHRODONTOMYS	ZACATECAE	T	G	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	RHEOMYS	MEXICANUS	SO	P	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	RHEOMYS	THOMASI	SO	P	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SCOTINOMYS	TEGUINA	T	IS	Eisenberg, 1989.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	ALLENI	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	ARIZONAE	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	FULVIVENTER	T	IO	Baker y Shump, 1978.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	HISPIDUS	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	LEUCOTIS	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	MASCOTENSIS	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	SIGMODON	OCHROGNATHUS	T	IO	Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	TYLOMYS	BULLARIS	IA	IO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	TYLOMYS	NUDICAUDUS	IA	IO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	TYLOMYS	TUMBALENSIS	IA	IO	Eisenberg, 1989; Nowak, 1991.		
RODENTIA	MURIDAE	XENOMYS	NELSONI	IA	HR	Ceballos y Miranda, 1986; Nowak, 1991.		
RODENTIA	SCIURIDAE	GLAUCOMYS	VOLANS	SC	FRo	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Nowak, 1991.		

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

RODENTIA	SCIURIDAE	AMMOSPERMOPHILUS	HARRISII	T	FrG	Best, Titus, Caesar y Lewis, 1990.
RODENTIA	SCIURIDAE	AMMOSPERMOPHILUS	INTERPRES	T	FrG	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	AMMOSPERMOPHILUS	LEUCURUS	T	FrG	Chapman y Feldhamer, 1982; Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	CYNOMYS	LUDOVICIANUS	SF	HP	Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	CYNOMYS	MEXICANUS	SF	HP	Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	ABERTI	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	ALLENI	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	ARIZONENSIS	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	AUREOGASTER	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	COLLIAEI	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	DEPPEI	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	GRISEUS	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	NAYARITENSIS	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	INGER	SC	FrG	Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	OCULATUS	SC	FrG	Ceballos y Miranda, 1986; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	VARIEGATOIDES	SC	FrG	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SCIURUS	YUCATANENSIS	SC	FrG	Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	ADOCETUS	SF	FrO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	ANNULATUS	SF	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	TRICAPILLUS	SF	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	BEECHEYI	SF	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	MADRENSIS	SF	FrO	Chapman y Feldhamer, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	MEXICANUS	SF	FrO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	PEROTENSIS	SF	FrO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	SPILSOMA	SF	FrO	Streubel y Fitzgerald, 1978; Treviño, 1981.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	TERETICAUDUS	SF	FrO	Callahan y Davies, 1976.
RODENTIA	SCIURIDAE	SPERMOPHILUS	VARIEGATUS	SF	FrO	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIAS	BULLERI	T	G	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIAS	DORSALIS	T	G	Hart, 1992.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIAS	DURANGAE	T	G	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIASCIURUS	MEARNSI	SC	FrO	Flyger y Gates, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIAS	MERRIAMI	T	G	Flyger y Gates, 1982.
RODENTIA	SCIURIDAE	TAMIAS	OBSCURUS	T	Fr	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
RODENTIA	AGOUTIDAE	AGOUTI	PACA	T	FrG	Eisenberg, 1989; Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	DASYPROCTIDAE	DASYPROCTA	MEXICANA	T	FrG	Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	DASYPROCTIDAE	DASYPROCTA	PUNCTATA	T	FrG	Fleming, 1973; Robinson y Redford, 1986.
RODENTIA	ERETHIZONTIDAE	ERETHIZON	DORSATUM	SC	HR	Chapman y Feldhamer, 1982; Fleming, 1973; Nowak, 1991.
RODENTIA	ERETHIZONTIDAE	SPHIGGURUS	MEXICANUS	A	FrH	Nowak, 1991; Robinson y Redford, 1986.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	LEPUS	ALLEN	T	HP	Chapman y Feldhamer, 1982.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	LEPUS	CALIFORNICUS	T	HP	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982; Nowak, 1991.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	LEPUS	CALLOTIS	T	HP	Baker y Greer, 1962.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	LEPUS	FLAVIGULARIS	T	HP	Nowak, 1991.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	AUDUBONII	T	HP	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	BACHMANNI	T	HP	Chapman y Feldhamer, 1982.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	BRASILIENSIS	T	HP	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	CUNICULARIUS	T	HP	Eisenberg, 1989; Robinson y Redford, 1986.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	FLORIDANUS	T	HP	Baker y Greer, 1962.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	SYLVILAGUS	INSONUS	T	HP	Ceballos y Miranda, 1986; Chapman y Feldhamer, 1982.
LAGOMORPHA	LEPORIDAE	ROMEROLAGUS	DIAZI	SF	HP	Nowak, 1991.

APENDICE I CATEGORIAS DE HABITOS Y DIETAS DE LOS MAMIFEROS MEXICANOS

CATEGORIAS DE HABITOS: T=terrestre; F=cavador; SF=semicavador; SQ=semiacuático;							
V=volador; A=arborícola; SC=semi-arborícola							
CATEGORIAS DE DIETAS: M=mirmecófago; P=piscívoro; C=carnívoro; G=granívoro; IA=insectívoro aéreo							
IS=insectívoro de sustrato; IO=insectívoro omnívoro; S=sanguívoro; Fr=frugívoro; FrO=frugívoro omnívoro;							
FrH=frugívoro herbívoro; FrG=frugívoro granívoro; HR=herbívoro ramoneador; HP=herbívoro pastoreador;							
N=nectarívoro; CO=carnívoro omnívoro;							

LITERATURA CITADA

- Andersen, R., E. Fuentes, M. Gadgil, T. Lovejoy, H. Mooney, D. Ojima y 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.
- Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua. *Bulletin of American Museums of Natural History*, 148:151-410.
- Arita, H. T. y R. A. Medellín. 1985. Diversidad y estructura de algunas comunidades de murciélagos neotropicales. III Simposio Ciencias en Sistemas Biológicos. Facultad de Ciencias. UNAM.
- 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.
- Arita, H. T. 1993. Riqueza de especies de la mastofauna de México. Pp. 109-128, *in* Avances de la mastozoología en México. (Ceballos y Medellín, eds.). AMMAC, México, 464 pp.
- Arita, H. T. 1993. Rarity in Neotropical bats: correlations with phylogeny, diet and body mass. *Ecological Applications*, 3:506-517.
- Arita, H. T. y L. León Paniagua. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Ciencias*, número especial 7:13-22.
- Armstrong, D. M. y J. K. Jones Jr. 1972. *Notisorex crawfordi*. *Mammalian Species*, 17:1-5.
- Atkinson, I. 1989. Introduced animals and extinctions. Pp 54-69, *in* Conservation for the twenty-first century. (D. Western y M. Pearl, eds.). Oxford University Press, New York, E.U.A.

- Auriolos, G. D. 1993. Biodiversidad y estado de los mamíferos marinos en México. Pp 397-412, *in* *Diversidad Biológica de México*. (R. Gio Argáez y E. López-Ochoterena, eds.). *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural, México*, 427pp.
- Barnard, G. S. 1992. The Nature Conservancy's strategy for protection of biodiversity in Latin America. Pp. *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.
- Baker, R. J. y J. K. Greer. 1962. Mammals of the Mexican State of Durango. *Publications of the Museum, Michigan State University. Biological Series*, 2:25-154.
- Baker, R. H. y K. A. Shump Jr. 1978. *Sigmodon fulviventer*. *Mammalian Species*, 94:1-4.
- Beardmore, J. A. 1983. Extinction, survival, and genetic variation. Pp 125-151, *in* *Genetics and conservation* (C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde y W. L. Thomas, eds.). *Benjamin-Cummings Publishing, Menlo Park, CA*.
- Best, T. L., A. S. Titus, K. Caesar y C. L. Lewis. 1990. *Ammospermophilus harrisi*. *Mammalian Species*, 366:1-7.
- Birney, E. C. y J. K. Jones Jr. 1972. Woodrats (genus *Neotoma*) of Sinaloa, Mexico. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 74:197-211.
- Boecklen, W. J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography*, 13:59-68.
- Brylski, P. 1990. California vole *Microtus californicus*. Pp. 260-261, *in* *California's wildlife mammals*. (D.C. Zeiner, W.F. Laudenslayer, K.E. Mayer y M. White, eds.). *California Department of Fish and Game, Sacramento, USA*.
- Brylski, P. 1990. Desert kangaroo rat *Dipodomys deserti*. Pp. 210-211, *in* *California's wildlife mammals*. (D.C. Zeiner, W.F. Laudenslayer, K.E. Mayer y M. White, eds.). *California Department of Fish and Game, Sacramento, USA*.

- Brown, J. H. y A. Gibson. 1983. Biogeography. Species diversity in continental and marine habitats. The Moser Company. Nueva York.
- 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, 578 pp.
- Brown, J. H. y B. A. Maurer. 1989. Macroecology: The diversity of food and space among species on continents. *Science*, 243:1145-1150.
- Bull, A. T. 1991. Biotechnology and biodiversity. Pp 203-219, *in* The biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture. (D. L. Hawksworth, ed.). C. A. B. International, Londres.
- Callahan, J. R. y R. Davies. 1976. Desert chipmunks. *Southwestern Naturalist*, 21:127-130.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. Los mamíferos de Chamela, Jalisco. *Manual de Campo*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 436 pp.
- Ceballos, G. y D. Navarro. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. Pp 167-198, *in* Topics in Latin American mammalogy: history, biodiversity and education. (M. A. Mares y D. J. Schmidly, eds.). Oklahoma University Press, Norman, E. U. A., 468 pp.
- Ceballos, G. 1993. Especies en peligro de extinción. *Ciencias*, número especial 7: 5-10.
- Ceballos, G., F. Eccardi y P. Robles Gil. 1993. *Diversidad de Fauna Mexicana*. CEMEX. 191 pp.
- 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. (G. Ceballos y R. Medellín, eds.). AMMAC, México, 464 pp.

- Coates-Estrada, R. y A. Estrada. 1986. Manual de identificación de campo de los mamíferos de la estación de biología "Los Tuxtlas". Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 151 pp.
- Cody, L. M. 1993. Bird diversity components within and between habitat in Australia. Pp 147-158, *in* Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives. (R. Ricklefs y D. Schuler, eds.). The University of Chicago Press, Londres y Chicago, 414 pp.
- Cousins, S. H. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology and Evolution*, 6(6):190-192.
- Crozier, R. H. 1992. Genetic diversity and the agony of choice. *Biological Conservation*, 61:11-15.
- Chapman, J. A. y G. A. Feldhamer (eds.). 1982. *Wild Mammals of North America. Biology, management and economics.* The John Hopkins University Press, Baltimore, 1147 pp.
- Choate, J. R. y E. D. Fleharty. 1974. *Cryptotis goodwini*. *Mammalian Species*, 44:1-3.
- Damuth, J. 1981. Population density and body size in mammals. *Nature*, 290:699-700.
- Devall, B. y G. Sessions. 1985. *Deep ecology: living as if nature mattered.* Peregrine Smith Books, Layton, UT.
- Dickman, M. 1968. Some indices of diversity. *Ecology*, 49:1191-1193.
- DuToit J. T. y N. Owen-Smith. 1989. Body size, population metabolism and habitat specialization among large African herbivores. *American Naturalist*, 133(5):737-740.
- Ehrenfeld, D. 1981. *The arrogance of humanism.* Oxford University Press, Londres.
- Ehrenfeld, D. 1988. Why put a value on biodiversity? Pp 212-216, *in* Biodiversity (E.O. Wilson, ed.). National Academy Press, Washington, 521 pp.

- Ehrlich, P. R. y E. O. Wilson. 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science*, 253:758-762.
- Ehrlich, A. H. y P. R. Ehrlich. 1992. Causes and consequences of the disappearance of biodiversity. Pp 43-55, *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.
- Eisenberg, J. F. y M. Lockhart. 1972. An ecological reconnaissance of Walpattu National Park, Ceylon. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 101.
- Eisenberg, J. F. y R. W. Thorington. 1973. A preliminar analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5(3):150-161.
- Eisenberg, J. F. y G. M. McKay. 1974. Comparison of ungulate adaptations in New World and Old World Tropical forests with special reference to Ceylon and the rainforest of Central America. Pp 585-602, *in* The behavior of ungulates and its relation to management (V. Geist y R. Walther, eds.). IUCN Publications, 24.
- Eisenberg, J. F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. Pp 35-56, *in* Conservation biology, an evolutionary-ecological perspective. (M. E. Soulé y B. A. Wilcox, eds.). Mass., E. U. A., 395 pp.
- Eisenberg, J. F. 1981. The mammalian radiations. The University of Chicago Press, 610 pp.
- Eisenberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics, The Northern Neotropics. The University of Chicago Press, Chicago, 1:1-449 pp.
- Erwin, T. L. 1982. Tropical forests, their richness in coleoptera and other arthropod species. *Coleopterist Bulletin*, 36:74-75.
- Erwin, T. L. 1983. Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. Pp 59-75, *in* Tropical Rainforest: Ecology and Management. (S.L. Sutton, T. C. Whitmore y A. C. Chadwick, eds.). Blackwell Sci. Publ., Edinburgh.

- Erwin, T. L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science*, 253:750-752.
- Faith, D. P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61:1-10.
- Findley, S. J., A. H. Harris, D. E. Wilson y C. Jones. 1975. *Mammals of New Mexico*. University of New Mexico Press, 360 pp.
- Findley, S. J. y H. Black. 1983. Morphological and dietary structuring of a Zambian insectivorous bat community. *Ecology*, 64(4):625-630.
- Fleming, T. H. 1973. Numbers of mammal species in North and Central American forest communities. *Ecology*, 54:555-563.
- Flores, O. V. 1993. Riqueza de los anfibios y reptiles. *Ciencias*, número especial 7:33-44.
- Flores, O. V. y A. G. Navarro. 1993. Un análisis de los vertebrados terrestres endémicos de Mesoamérica en México. Pp 387-396 *in* *Diversidad Biológica de México*. (R. Gio Argáez y E. López-Ochoterena, eds.). *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, México, 427pp.
- Flyger, V. y J. E. Gates. 1982. Pine squirrels. Pp. 230-238, *in* *Wild mammals of North America* (J.A. Chapman y G.A. Feldhamer, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Ford, S. L. y R. S. Hoffman. 1988. *Potos flavus*. *Mammalian Species*, 321:1-9.
- Franklin, I. A. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp 135-149, *in* *Conservation Biology* (M. E. Soulé y B. A. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, MA., 395 pp.
- Gardner, A. L. 1977. Feeding Habits. Pp. 293-350, *in* *Biology of Bats of the New World*. Family Phyllostomidae. Part II. (R.J. Baker, J.K. Jones Jr. y D.C. Carter, eds.). *Special Publications Museum, Texas Technological University*, 13:1-364.

- Getz, L. L. 1985. Habitats. Pp. 286-309, in *Biology of the New World Microtus* (R.H. Tamarin, ed.). Special Publication. The American Society of Mammalogists, Boston, 8:1-893.
- Gittleman, J. L. 1989. Carnivore group living. Pp. 595, in *Carnivore behavior, ecology and evolution* (J. L. Gittleman, ed.). Chapman y Hall, Londres, 620 pp.
- Gómez-Pompa, A. 1992. La conservación de la biodiversidad tropical: obligaciones y responsabilidades. Pp 259-267, 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.
- Graham, G. L. 1983. Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of Mammalogy*, 64:559-571.
- Grenot, C. y V. Serrano. 1982. Distribution spatiale et structure des communautés de petits vertébrés du désert de Chihuahua. *C.R. Sociedad de Biogeografía*, 58(4):159-192.
- Griffiths, M. 1968. Echidnas. New York, Pergamon Press.
- Halfiter, G. 1992. Areas naturales protegidas de 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, 333pp.
- Hart, E. B. 1992. Tamias dorsalis. *Mammalian Species*, 399:1-6.
- Harvey, P. H. y M. D. Pagel. 1991. *The comparative method in evolutionary biology*. Oxford University Press, Oxford, Inglaterra.
- Hoffmeister, D. F. 1986. *Mammals of Arizona*. The University of Arizona Press and The Arizona Game and Fish Department, 602 pp.
- Hurlbert, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 59:577-586.

- IUCN. 1991. Cuidar la tierra. Gland, Suiza.
- Iverson, J. A. 1972. Basal energy metabolism of mustelids. *Journal of comparative Physiology*, 81:341-344.
- Jameson, E. W. y J. Peters. 1988. California mammals. University of California, Berkeley, California, 403 pp.
- Jones, J. K. Jr. y H. H. Genoways. 1974. *Dipodomys phillipsii*. *Mammalian Species*, 51:1-3.
- Kempton, R. A. 1979. Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, 35:307-322.
- Kleiman, D. G. y J. F. Eisenberg. 1973. Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal Behavior*, 21:637-659.
- Krebs, J. C. 1978. Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. Segunda ed. Harper and Row Publishers. E. U. A., 678 pp.
- LaBarbera, M. 1989. Analyzing body size as a factor in ecology and evolution. *Annual Reviews Ecol. Syst.*, 20:97-117.
- Lawlor, T. E. 1982. *Oryzomys phyllotis*. *Mammalian Species*, 181:1-3.
- Leopold, A. 1965. Fauna silvestre de México. aves y mamíferos de caza. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, México, D.F., 608 pp.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 1988. Secretaría de Gobernación, México, 138 pp.
- Lindberg, K. 1991. Policies for maximizing nature. tourism's ecological and economic benefits. World Resources Institute, Washington.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23:399-418.

- Lovejoy, T. E. 1992. Biological diversity in fragmented landscapes. Pp 75-79, 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.
- Mac Arthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- May, R. M. 1988. How many species are there? *Science*, 241:1441-1449.
- May, R. M. 1988. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35:19-40.
- Mayr, E. 1988. *Toward a new philosophy of biology. Observations of an evolutionist*. Harvard University Press, Cambridge, y Londres, 564 pp.
- McCarty, R. 1975. *Onychomys torridus*. *Mammalian Species*, 59:1-5.
- McNab, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist*, 97:130-140.
- McNab, B. K. 1966. The metabolism of fossorial rodents: A study of convergence. *Ecology*, 47:712-733.
- McNab, B. K. 1978. Energetics of arboreal folivores: physiological problems and ecological consequences of feeding on an ubiquitous food supply. Pp. 153-162, in *The ecology of arboreal folivores* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington.
- McNab, B. K. 1978*b*. The comparative energetics of neotropical marsupials. *Journal of Comparative Physiology*, 125:115-128.
- McNab, B. K. 1979. The influence of body size on the energetics and distribution of fossorial and burrowing mammals. *Ecology*, 60:1010-1021.

- McNab, B.K. 1980. Food habits, energetics, and the population biology of mammals. *The American Naturalist*, 116(1):106-125.
- McNab, B. K. 1989. Basal rate of metabolism, body size and food habits in the order Carnivora. Pp. 335-354, in *Carnivore behavior, ecology and evolution* (J. L. Gittleman, ed.). Chapman y Hall, Londres, 620 pp.
- McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier y T. B. Werner. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, Gland, Suiza.
- Merritt, J. F. 1978. *Peromyscus californicus*. *Mammalian Species*, 85:1-6.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of megadiversity countries. Pp 145-154, in *Biodiversity* (Wilson, E. O., ed.). National Academy Press, Washington, 521pp.
- Mittermeier, R. A. y T. B. Werner. 1990. Wealth of plants and animal units "Megadiversity countries." *Tropicus*, 4(1):1,4-5.
- 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.
- Mittermeier, R. A. y I. A. Bowles. 1993. The GEF and biodiversity conservation: lessons to date and recommendations for future action. Conservation International, E U. A., 20pp.
- Montgomery, G. G. y M. E. Sunquist. 1978. Habitat selection and use by two-toed and three-toed sloths. Pp. 329-359, in *The ecology of arboreal folivores* (G. G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hot spots in Tropical forests. *The Environmentalist*, 10(4):243-256.

- Navarro, A. G. y H. D. Benitez. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. Ciencias, número especial 7:45-54.
- Norton, B. 1988. Commodity, amenity and morality: the limits of quantification in valuing biodiversity. Pp 200-205, in Biodiversity (Wilson, E. O. ed.). National Academy Press, Washington, 521 pp.
- Nowak, R. M. 1991. Walker's mammals of the world. Quinta ed. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, 1:1-568, 2:569-1362.
- O'Gara, W. B. 1978. Antilocapra americana. Mammalian Species, 90:1-7.
- Olsson, G.A., L. E. Liljelund y L. Hedlund. 1991. A strategy for the conservation of biodiversity. AMBIO, 20(6):269-270.
- Owen, J. G. y R. S. Hoffman. 1983. Sorex ornatus. Mammalian Species, 212:1-5.
- 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.
- Passmore, J. 1974. Man's responsibility for nature. Duckworth, London.
- Peters, R. H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge.
- Peters, R. H. y J. V. Raelson. 1984. Relations between individual size and mammalian population density. American Naturalist, 124:498-517.
- Petersen, M. K. y M. K. Petersen. 1979. A temporal comparison of owl pellet contents with small mammal population levels in Durango, Mexico. Occasional Papers Zoology, Michael, K. Petersen, 4:1-27.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. The American Naturalist, 100:33-46.
- Pianka, E. R. 1982. Ecologia evolutiva. Editorial Omega. Barcelona, 397 pp.

- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, 432pp.
- Robinson, J. G. y K. H. Redford. 1986. Body sizes, diet and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist*, 128:665-680.
- Russell, R. J. 1968. Revision of pocket gophers of the genus Pappogeomys. University of Kansas Publishers, Museum of Natural History, 16:581-776.
- Sacher, G. A. y E. F. Staffeldt. 1974. Relation of gestation time to brain weight for placental mammals: implications for the theory of vertebrate growth. *The American Naturalist*, 108:593-615.
- Salinas, M. y P. Ladrón de Guevara. 1993. Riqueza y diversidad de los mamíferos marinos. *Ciencias*, número especial 7:85-94.
- Sarukhán, J. 1992. La coordinación de acciones en torno a la biodiversidad en México: una propuesta de prioridad nacional. Pp 291-299, *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.
- Schluter, D. y R. E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. Pp 1-10, *in* Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives. (R. Ricklefs y D. Schuller, eds.). The University of Chicago Press. London and Chicago, 414 pp.
- Schmidly, D. J. 1974. Peromyscus pectoralis. *Mammalian Species*, 49:1-3.
- Scott-M, K. M. 1984. Taxonomía y relación con los cultivos de roedores y lagomorfos en el Ejido Tokio Galeana, Nuevo Leon, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo Leon, Monterrey, Nuevo Leon.
- Serrano, V. 1982. Hábitos alimenticios de las principales especies de roedores del Bolsón de Mapimí (Reserva de la Biósfera de Mapimí, Durango). Pp 873-879, *in* Zoología Neotropical, Actas del VIII Congreso Latinoamericano de Zoología II (P.J. Salinas, ed.).

- Simpson, G. G. 1964. Species density of North American recent mammals. *Systematic Zoology*, 13: 57-73.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31:131-134.
- Smith, H. y Smith. 1976. Synopsis of the herpetofauna of Mexico. Source analysis and index for the Mexican Amphibians. Vol. 4. John Johnson, North Bennington, Vermont.
- Smythe, N. 1978. The natural history of the Central american agouti (*Dasyprocta punctata*). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 257.
- Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pp 151-170, in *Conservation Biology*. (M. E. Soulé y B. A. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, MA., 395 pp.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? *BioScience*, 35(11):727-734.
- Soulé, M. E. y D. S. Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35:19-40.
- Soulé, M. E. 1992. Conservation biology today: the most pressing questions. Pp 57-61, 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.
- Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*, 133:240-256.
- Stevens, G. C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist*, 140:893-911.
- Streubel, D. P. y J. P. Fitzgerald. 1978. *Spermophilus pilosoma*. *Mammalian Species*, 101:14.

- Terborgh, J. 1983. Five New World primates. Princeton university Press, Princeton, N. J.
- Toledo, V. M. 1988. La biodiversidad biológica de México. Ciencia y Desarrollo, 8:7-16.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco. 1989. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Fundación Universo Siglo Veintiuno. México, D.F.
- Treviño, V. J. 1981. Datos ecológicos de la ardilla de tierra Spermophilus spilosoma pallescens Howell (1928), en el Ejido Tokio Galeana, Nuevo Leon, México. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo Leon, Monterrey, Nuevo Leon.
- Van-Wright, R. I., C. J. Humphries y P. H. Williams. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. Biological Conservation, 55:235-254.
- Vinogradova, N. G. 1962. Vertical zonation in the distribution of deep sea benthic fauna in the ocean. Deep Sea Research, 8:245-250.
- Wainwright, P. C. y S. M. Reilly. 1994. Ecological morphology, integrative organismal biology. University of Chicago Press, Chicago.
- Waser, P. M. y T. J. Case. 1981. Monkeys and matrices: on the coexistence of "omnivorous" forest primates. Oecology (Berlin), 49:102-108.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. TAXON, 21(2/3):213-251.
- Williamson, M. H. 1973. Species diversity in ecological communities. Pp 325-335, in The mathematical theory of the dynamics of biological populations. (M. S. Bartlett y R. W. Hiorns, eds.). Academic Press, Londres.
- Willner, G. R., G. A. Feldhamer, E. E. Zucker y J. A. Chapman. 1980. Ondatra zibethicus. Mammalian Species, 141:1-8.

Wilson, J. W. III. 1974. Analytical zoogeography of North American mammals. *Evolution* 28: 124-140.

Wilson, D. E. y D. M. Reeder. 1993. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. Segunda ed.* Smithsonian Institution Press, Washington y Londres, 1206 pp.

Woloszyn, D. y B. W. Wolosyn. 1982. *Los Mamíferos de la Sierra de La Laguna Baja California Sur.* Consejo Nacional de la Ciencia y la Tecnología, México, 168 pp.