



## DIVERSIDAD FUNCIONAL EN LOS MAMÍFEROS DE MÉXICO E INTEGRIDAD ECOSISTÉMICA

Mariana Munguía-Carrara<sup>1\*</sup>

Julián Equihua Benítez<sup>1</sup>

Michael Schmidt<sup>1</sup>

Miguel Equihua-Zamora<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Dirección General de Proyectos Interinstitucionales.

<sup>2</sup> Instituto de Ecología A. C.

\*Autor para correspondencia: [mmunguia@conabio.gob.mx](mailto:mmunguia@conabio.gob.mx)

## Resumen

La adaptación de los ecosistemas a los intereses humanos implica frecuentemente su modificación. En muchos casos esta última repercute en cambios drásticos en los paisajes naturales, provocando la degradación de su capacidad de funcionamiento respecto de su condición natural y un incremento en el riesgo de extinción local de la fauna nativa. La sensibilidad de las especies es diferencial y no todas son afectadas de la misma manera. Este estudio compara la prevalencia de grupos funcionales de los mamíferos de México en sitios con diferente grado de conservación considerando el Índice de Integridad Ecosistémica derivado del modelo de tres capas. Este índice todavía no incluye en sus parámetros a la fauna. En la actualidad algunas instancias gubernamentales mexicanas lo empiezan a usar en la toma de decisiones para conservación y servicios ecosistémicos por ser una referencia sobre la condición de los ecosistemas. Dado este interés consideramos importante explorar los patrones de concordancia entre el índice y la fauna. En particular, aquí se comparan los grupos funcionales sensibles a la degradación de los ecosistemas en los mamíferos reconocidos previamente y su vínculo con la integridad ecosistémica. Se explora además la relación entre el número de grupos funcionales (tróficos, masa corporal y locomoción) con la integridad ecosistémica. Los resultados muestran que sitios menos impactados por el ser humano tienen una alta representación de carnívoros, registrados entre 0.58 a 0.95 de integridad ecosistémica, seguido de los frugívoro-herbívoros, dominantes en sitios entre 0.62 a 0.86 y de los arborícolas, entre 0.5 a 0.86 de integridad ecosistémica. Los demás grupos muestran mayor tolerancia, por ejemplo, los herbívoros-pastoreadores que pueden encontrarse en sitios entre 0 a 0.97 de integridad ecosistémica. Al explorar los patrones de correlación con la integridad ecosistémica se halló una relación positiva con el número de grupos tróficos ( $r^2 = 0.67$ ). También se encontró una relación positiva con el número de clases de masa corporal ( $r^2 = 0.5$ ) y con los tipos de locomoción ( $r^2 = 0.53$ ). Estos resultados nos permiten concluir que la integridad ecosistémica es congruente con la condición funcional de la fauna, aunque estimamos necesario todavía profundizar en la evaluación de

atributos funcionales, la extinción local por reducción del tamaño de los parches y fragmentación e incluirlos en su caso como parámetros para el cálculo del índice de la Integridad Ecosistémica.

## Introducción

Las actividades humanas han transformado ampliamente los paisajes naturales, a tal grado que han provocado incrementos en las tasas de extinción en las especies, superando inclusive las tasas registradas en cualquiera de las cinco extinciones masivas que se tienen documentadas en el planeta (Barnosky *et al.*, 2011; Steffen *et al.*, 2011). Esta crisis actual de la biodiversidad imputable a la acción humana representa graves amenazas a la viabilidad de los ecosistemas por el cambio de su composición y los efectos en cascada que acompañan la desaparición de especies sensibles y en ocasiones clave para el funcionamiento de los ecosistemas (Estes *et al.*, 2001; Ripple *et al.*, 2013).

Se entiende por sensibilidad de las especies, al grado en que éstas responden ante agentes de estrés (Keinath *et al.*, 2017). Las especies más sensibles responden con mayor medida y son a su vez más vulnerables. Es por lo tanto prioritario valorar medios de detección de los grupos de especies más sensibles a nuestro alcance. Como este tipo de especies no toleran cambios importantes en la condición de los ecosistemas provocados por los impactos humanos resulta además necesario identificar los grupos funcionales a los que pertenecen, para formular estrategias de gestión que aseguren la viabilidad de los ecosistemas a largo plazo. Una vía para evaluarlo es considerar aquellas características que las especies presentan por sus adaptaciones a condiciones naturales. Dichas características han respondido a presiones abióticas y bióticas, lo que modula sus diferentes umbrales de tolerancia (Woodward y Diament, 1991; Keddy, 1992). En estos términos, proponemos que las actividades humanas que modifican el hábitat natural constituyen un “filtro” que actúa sobre los caracteres de las especies y, por tanto, debe afectar de forma diferencial la presencia de grupos funcionales (Towsend y Hildrew, 1994; Díaz *et al.*, 1998).

La asociación entre los caracteres de las especies y los atributos ambientales está demostrando ser esencial para predecir la respuesta de los ensambles de especies al impacto humano, debido a que una gran cantidad de funciones están asociadas a caracteres particulares que poseen las especies (Sekercioglu *et al.*, 2004; González-Ma-ya *et al.*, 2017). Por ejemplo, el papel que tienen los carnívoros como depredadores

o los nectarívoros como polinizadores, depende de caracteres que están asociados con su grupo trófico (Duffy, 2002; Casula *et al.*, 2006; Farias y Jaksic 2009, 2011). Aunque existe una compleja interacción entre los caracteres y los patrones de fluctuaciones ambientales bajo condiciones naturales a los cuales los organismos están adaptados. Por la naturaleza de los procesos de selección, las regularidades ambientales episódicas o catastróficas que inducen una alta mortalidad son parte del filtro ecológico que en ocasiones puede resultar en la extinción local de las especies. Se constituyen así en moduladores del ensamblaje del ecosistema (Cooper y Ellis, 1999; Lugo, 2008). Los impactos humanos agregan una capa adicional de factores de selección, que pueden inducir cambios drásticos en la conformación original del hábitat, éstos pueden incluir fuertes impactos por contaminación, química, acústica o lumínica, así como erosión por uso inadecuado del suelo, por lo que generalmente se deteriora la capacidad de recuperación del ecosistema (Connell, 1978).

Particularmente en los mamíferos existen análisis dónde se han identificado caracteres asociados con su condición de vulnerabilidad y que son congruentes con las categorías de riesgo definidas a escala global (González-Suárez *et al.*, 2013) o continental (Goncalves *et al.*, 2017; González-Maya *et al.*, 2017). Al respecto, en el neotrópico americano se ha encontrado una relación negativa entre la diversidad funcional y el monto de área intervenida por el hombre (González-Maya *et al.*, 2017). En México confluyen componentes Neotropicales y del Neártico, y se ha evaluado cómo es que los diferentes tipos de caracteres se asocian diferencialmente con un gradiente de degradación (Munguía *et al.*, 2016). Los grupos tróficos, en particular los carnívoros estrictos, frugívoro-herbívoros, así como los arborícolas y las especies de mayor tamaño corporal están asociados en mayor grado a sitios conservados que el resto de los grupos funcionales analizados (Munguía *et al.*, 2016). Sin embargo, a nivel nacional no se han explorado la relación entre la diversidad de los grupos funcionales y un gradiente de degradación, representado aquí por el índice de Integridad Ecosistémica. Proponemos, como hipótesis, que debido a que existe más sensibilidad en algunos grupos funcionales con respecto a otros, subsiste una relación inversa entre el número de grupos funcionales y la degradación de los ecosistemas, de tal forma que todos los grupos funcionales deberían estar representados en los sitios conservados. Para poner a prueba esta hipótesis comparamos la consistencia de los caracteres resultantes obtenidos con el análisis basado en Dolédec *et al.* (1996) y Dray y Legendre (2008) del gradiente de degradación de mamíferos en México

(Munguía *et al.*, 2016), con el índice de Integridad Ecosistémica (figura 1), el cual actualmente está fundamentado principalmente en variables de la condición de la vegetación (Equihua Zamora *et al.*, 2015). Este índice presenta valores que van de 0 a 1, donde 0 es la condición con mayor grado de degradación y 1 es el valor que indica una condición equivalente a la que alcanza naturalmente un ecosistema, es decir sin alteración antrópica aparente. A partir de estos datos se estimó la asociación entre el número de grupos funcionales y el índice de integridad ecosistémica. Por tanto, los objetivos principales son: 1) valorar la sensibilidad de los grupos funcionales a la degradación, con base en un conjunto de caracteres funcionales determinados para los mamíferos en México y la integridad ecosistémica; y 2) evaluar al índice de integridad ecosistémica como un indicador del estado de la fauna con base en el estado de degradación funcional en México.



Figura 1. Mapa del índice de Integridad Ecosistémica para México 2014, escala 1:250,000 (Equihua-Zamora *et al.*, 2015).

## Métodos

El listado de caracteres asociados a un gradiente de degradación se obtuvo a partir del estudio de Munguía *et al.* (2016) el cual vincula los caracteres de las especies de mamíferos en México con características del paisaje y permitió identificar a los grupos más sensibles por estar asociados al extremo del gradiente menos intervenido por el hombre. Ese análisis llamado RLQ por los 3 tipos de matrices que se analizan, R: especies x sitios, L: variables ambientales x sitios y Q: caracteres x especies, incluyó 68 sitios de 50 km de radio los cuales presentan un esfuerzo alto de colecta con una completitud de arriba del 80%, estos sitios representaron cerca del 27% de la superficie de México, donde se incluyeron 211 especies de mamíferos terrestres con 85,087 localidades y nueve variables ambientales biofísicas, geofísicas y de impacto humano las cuales ayudaron a definir un gradiente específico para mamíferos. En este análisis se incluyeron tres diferentes tipos de grupos funcionales que representaron a 16 grupos tróficos, siete diferentes hábitos de locomoción y cinco categorías de tamaño corporal (figura 2).

Por otro lado, existe actualmente el índice de Integridad Ecosistémica (Equihua Zamora *et al.*, 2015) el cual mediante una red bayesiana incorpora parámetros satelitales (LandSat) de cobertura de vegetación y datos de campo de la estructura de la vegetación (INFYS, 2004-2010, CONAFOR), así como medidas de cambio de cobertura del suelo (MADMEX). El resultado fue modelado anualmente entre los años 2004 al 2014, por lo que se cuenta con una serie de tiempo en el que se tiene el índice estimado espacialmente en píxeles de 1km<sup>2</sup> (figura 1). El valor de esta cobertura radica en la posibilidad de usarla como un *proxy* del estado de conservación de la biodiversidad. Sin embargo, el índice de integridad ecosistémica no tiene parámetros que incluyan a la fauna, por tal motivo resulta importante explorar la congruencia de la valoración del estado de la fauna con este índice.

Para evaluar el índice de integridad ecosistémica, se obtuvieron los registros georeferidos y datados del SNIB (CONABIO, 2016) en el rango de años que va del 2004 al 2014 de los mamíferos de México. Así, se incluyeron para este estudio 160 especies pertenecientes a 14 grupos tróficos de los 16 utilizados en el RLQ. Por otro lado, se obtuvo el monto total de grupos tróficos por cada unidad del índice nacional de Integridad Ecosistémica, para explorar la correlación entre ambos parámetros. Es de esperarse, por un lado, que los mismos grupos que resultan sensibles en el estudio

de Munguía *et al.* (2016) estén distribuidos en sitios con alta integridad ecosistémica y ausentes en baja integridad ecosistémica. Para esto se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para contrastar la diferencia de los valores de integridad ecosistémica asociados con los grupos funcionales tróficos, locomoción y de masa corporal; asimismo, se hizo una prueba no paramétrica de comparación de promedios (Mann-Whitney) sobre cada par de grupos. Debido a que esto aumenta el error de tipo I, se hizo la corrección de Bonferroni (R package, R3.4.1). Evaluamos además los valores mínimos de integridad ecosistémica que cada grupo funcional presentó, como un *proxy* del grado de tolerancia a la degradación de los ecosistemas.

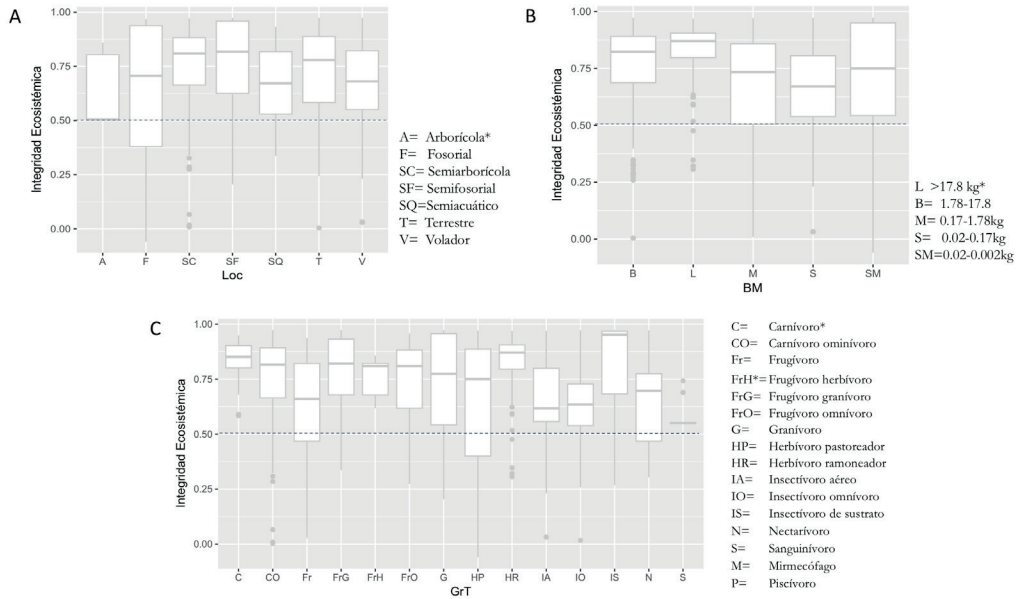


Figura 2. Distribución de grupos funcionales. A, representa a los 7 diferentes tipos de locomoción muestreados (Loc). B, representa las 5 diferentes clases de tamaño corporal (BM) muestreados y C, representa los 14 grupos tróficos (GrT) considerados en el estudio. Los caracteres con asterisco, indican caracteres con alta sensibilidad en estudios anteriores (Munguía *et al.*, 2016). Cada punto en el eje de Integridad Ecosistémica representa un registro reciente (entre 2004 a 2014) de una especie, agregado a su vez por grupos funcionales en México (eje Y).



Por otro lado, nuestra hipótesis implica que si el índice de integridad ecosistémica refleja la condición actual de conservación de la superficie del país entonces estará asociada positivamente con el número de grupos funcionales presentes. Para valorar esta implicación ajustamos una regresión entre el número de grupos funcionales de los 3 tipos (locomoción, tamaño corporal y trófico) y el índice de integridad ecosistémica. En particular y dada la diversidad trófica dentro de los murciélagos (hematófagos, nectarívoros, insectívoros aéreos, insectívoros bajo dosel y frugívoros) se contrastó por separado la relación con la integridad ecosistémica en los mamíferos no voladores y voladores.

## Resultados

Los resultados principales muestran que hay diferencia entre los grupos con diferente tipo de locomoción ( $\chi^2=141.64$ ,  $gl = 6$ ,  $p<0.001$ ), entre las clases de peso corporal ( $\chi^2 =206.72$ ,  $gl = 4$ ,  $p<0.001$ ) y entre los grupos tróficos ( $\chi^2 = 387.03$ ,  $gl=13$ ,  $p<0.001$ ). Estos resultados sugieren que el tipo de locomoción asociado con sitios menos impactados por las actividades humanas fue el de los semifosoriales. De hecho fue el único grupo que estuvo significativamente presente en los sitios mejor conservados, al menos 66.6% más que los demás tipos de locomoción (arborícolas, semiacuáticos, terrestres y voladores). Aunque cabe destacar que los arborícolas no presentaron ningún registro con integridad ecosistémica menor a 0.5 (figura 3-A). Entre los grupos de diferente tamaño corporal los mamíferos más grandes (>17.8 kg), se asociaron significativamente con integridad ecosistémica mayores que el resto de los 4 grupos más pequeños ( $p<0.001$ ). Finalmente, los carnívoros, los herbívoro-ramoneadores y los insectívoros bajo dosel resultaron ser los únicos grupos tróficos presentes en la condición alta del índice de integridad ecosistémica, hasta un 69% más que los demás grupos. En particular, vale la pena destacar que los carnívoros y los frugívoro-herbívoros no fueron registrados en sitios que presentan valores de integridad ecosistémica por debajo de 0.6 (figura 3-C).

La riqueza funcional está relacionada de manera positiva con el grado de conservación de los sitios, cuya pendiente es mayor en los grupos tróficos (figura 3-A). Al igual que en el análisis RLQ, existió un mejor ajuste al gradiente de degradación que los grupos asociados a locomoción o tamaño corporal, (figura 3-B y 3-C) por lo que

probablemente las interacciones bióticas que representan los gremios tróficos sean clave para determinar el estado funcional de los ecosistemas y por lo tanto su integridad. La relación entre número de grupos funcionales tróficos e integridad ecosistémica mostró que en los mamíferos no voladores la  $r^2$  alcanza hasta un 0.69 de varianza explicada, mientras que en los mamíferos voladores esta relación explica un 0.42 de la varianza.

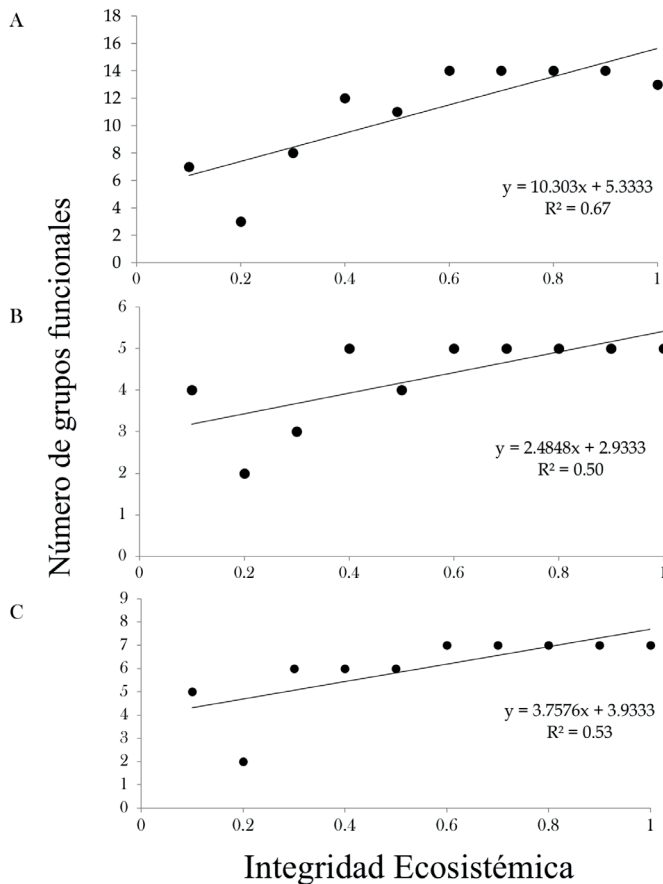


Figura 3. Relación entre el número de grupos funcionales y la Integridad Ecosistémica en México. A. Grupos tróficos, B. Tamaño corporal y C. Tipo de Locomoción.

## Discusión

De manera consistente los carnívoros y los frugívoro-herbívoros prevalecen mayoritariamente en lugares altamente conservados, similar a lo que sucedió en el gradiente de ordenación del análisis de RLQ. Los arborícolas también resultan ser grupos más sensibles a la degradación y el tamaño corporal más grande en ambos estudios. Aunque estos últimos presentan pocos registros en sitios con un alto grado de degradación (Integridad Ecosistémica<sub>min</sub> = 0.3). Esto puede ser debido a que las especies de mayor tamaño corporal tiendan a moverse más y es posible que lleguen a salir de los parches con hábitat natural (conservado) para alcanzar los demás parches aún cuando estén medianamente alterados, de tal manera que pudieron haber sido registrados en sitios degradados. Desafortunadamente, la pérdida de los niveles tróficos más altos tiene mayor impacto en las funciones de los ecosistemas que la pérdida de los productores (Cardinale *et al.*, 2006; Reiss *et al.*, 2009), por lo que resulta clave prestar particular atención a estas especies junto con sus interacciones.

Es interesante, además, que los frugívoros aparentemente presentan un grado de tolerancia mayor al juzgar por los resultados del análisis RLQ. Sin embargo, al analizar los datos en este estudio separando a los frugívoros voladores de los no voladores, resalta que el único representante de los frugívoros no voladores en el análisis es *Potos flavus* o mico de noche, especie asociada a sitios densamente arbolados del neotrópico mexicano, el cual tiene un valor mínimo de integridad ecosistémica muy alto de 0.8. En contraste, los frugívoros voladores tuvieron un valor mínimo muy bajo (0.03). Al respecto, en zonas urbanas del neotrópico se ha encontrado alta tolerancia de las especies de mayor tamaño pertenecientes a *Artibeus*, murciélagos frugívoros (Saldaña-Vázquez y Shondube, 2016) lo que nos muestra una combinación de caracteres que valdría la pena analizar en trabajos futuros. Además, la aparente mayor tolerancia de frugívoros voladores puede resultar de la alta movilidad de los murciélagos que con ello son capaces de transitar sobre sitios que no necesariamente están usando; sin embargo, se requiere mayor exploración y estimar si este método es adecuado para valorar la sensibilidad a la degradación en los murciélagos.

Estudios recientes sobre murciélagos del neotrópico en América han permitido conocer que los omnívoros, frugívoros con alta capacidad de dispersión y los insectívoros aéreos, parecen no ser sensibles al cambio de uso de suelo por ganadería. En contraste, los murciélagos que encontramos preferentemente en bosques no alterados

son los carnívoros, insectívoros bajo dosel, nectarívoros, hematófagos y frugívoros (Gonçalves *et al.*, 2017). Esto coincide de forma parcial con los resultados obtenidos en este estudio, donde los insectívoros de sustrato se asociaron con un alto valor del índice de integridad ecosistémica y presentan menor tolerancia al disturbio que los insectívoros aéreos (Integridad Ecosistémica<sub>min</sub>=0.03). También coincide con los murciélagos carnívoros que aunque no fueron muestreados en este estudio, sí se evaluaron en el estudio de RLQ, en particular *Trachops cirrosis* (mamífero volador carnívoro con alimentación principalmente compuesta de ranas y asociado a cuerpos de agua), se identificó como parte de los grupos más vulnerables a la perturbación. Además, sorprende que Gonçalves *et al.* (2017) encuentren a murciélagos hematófagos asociados a bosques maduros, pues en nuestros resultados los hematófagos presentan asociación con los valores más bajos del índice de integridad ecosistémica entre los grupos tróficos evaluados en este estudio (Integridad Ecosistémica=0.55). Se sabe que este grupo es favorecido por la presencia del ganado, lo que permite que, aunque haga uso de ambientes perturbados, pueda ser más frecuente en los no alterados, pues la disponibilidad de alimentación de mamíferos en sitios conservados podría ser alta por la prevalencia de especies de tamaño mediano y grande.

A pesar de que el índice de integridad ecosistémica parece ser consistente como estimador de la preservación de la condición funcional natural de la fauna, en soporte de nuestra hipótesis original, se recomienda integrar parámetros funcionales en el índice y considerar otros parámetros importantes para la fauna terrestre, como la viabilidad por tamaño de fragmentos y el estado de las poblaciones y así, el índice pueda ayudar a formular estrategias apropiadas de manejo basadas en la gestión de ecosistemas.

## Agradecimientos

Este trabajo se ejecutó bajo el apoyo financiero y soporte técnico de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de Biodiversidad (CONABIO) y la Dirección General de Proyectos Interinstitucionales, DGPI, CONABIO. La información aquí utilizada proviene parcialmente del Sistema Nacional de Monitoreo de la Biodiversidad, el cuál ha sido fortalecido a través del proyecto Resiliencia, es ejecutado por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y es implementado por el PNUD a partir del cofinanciamiento del GEF. En el desarrollo del sistema se reconocen avances

que se han alcanzado con la participación técnica y financiera de las siguientes dependencias y organizaciones: Comisión Nacional Forestal, CONAFOR; Fondo Mexicano de Conservación de la Naturaleza, FMCN; Gordon and Betty Moore Foundation; C6; Fondo Golfo de México, FGM); Cooperación Alemana GIZ, Instituto de Ecología A. C., Role of Biodiversity in Climate Change Mitigation, ROBIN; Instituto de Biología, UNAM; USAID y el INIFAP, así como el liderazgo de la propia CONABIO, en su consecución. MMC agradece a los miembros de la DGPI por la discusión de ideas centrales de este trabajo, así como al apoyo de la Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en Ambientes Antropizados (REFAMA, CONACYT), a los editores por el seguimiento y a los revisores por sus comentarios que ayudaron a mejorar este capítulo.

## Literatura citada

- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. y Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, *471*, 51-57.
- Casula, P., Wilby, A. y Thomas, M. B. (2006). Understanding biodiversity effects on prey in multi-enemy systems. *Ecology Letters*, *9*, 995-1004.
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Duffy, J. E., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M. y Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, *443*, 989-992.
- CONABIO (2017). *Base de datos: localidades de especies de mamíferos terrestres*. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México. México.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, *199*: 1302-1310.
- Cooper-Ellis, S., Foster, D. R., Carlton, G. y Lezberg, A. (1999). Forest response to catastrophic wind: results from an experimental hurricane. *Ecology*, *80*, 2683-2696.
- Díaz, S., Cabido, M. y Casanoves, F. (1998). Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, *9*, 113-122.
- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, F. C. J. y Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, *3*, 143-146.
- Dray, S. y P. Legendre, (2008). Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, *89*, 3400-3412.
- Dray, S., Pettorelli, N. y Chessel, D. (2002). Matching data sets from two different spatial samples. *Journal of Vegetation Science*, *13*, 867-874.
- Equihua-Zamora, M., García-Alaniz, N., Pérez-Maqueo, O., Benítez-Badillo, G., Kolb, M., Schmidt, M., Equihua-Benítez, J., Maeda, P. y Álvarez-Palacios, J. L. (2014). Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental. En *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental* (pp. 687-710). México: El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M.,

- Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R. y Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333, 301-306.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Farias, A. A. y Jaksic, F. M. (2011). Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology*, 80, 809-817.
- Farias, A. A. y Jaksic, F. M. (2009). Hierarchical determinants of the functional richness, evenness and divergence of a vertebrate predator assemblage. *Oikos*, 118, 591-603.
- Gonçalves, F., Fischer, E. y Dirzo, R. (2017). Forest conversion to cattle ranching differentially affects taxonomic and functional groups of Neotropical bats. *Biological Conservation*, 210, 343-348.
- González-Maya, J. F., Martínez-Meyer, E., Medellín, R. y Ceballos, G. (2017). Distribution of mammal functional diversity in the Neotropical realm: Influence of land-use and extinction risk. *PLoS ONE*, 12, 1-17.
- Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal Vegetation Science*, 3, 157-164.
- Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., Buchart, S. H. M. y Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 115-127.
- Lugo, A. E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology*, 33, 368-398.
- Munguía, M., Trejo, I., González-Salazar, C. y Pérez-Maqueo, O. (2016). Human impact gradient of Mammalian Biodiversity. *Global Ecology and Conservation*, 6, 19-72.
- Reiss, J., Bridle, J. R., Montoya, J. M. y Woodward, G. (2009). Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends Ecology and Evolution*, 24, 505-514.
- Ripple, W. J., Wirsing, A. J., Wilmers, C. C. y Letnic, M. (2013). Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation*, 160, 70-79.
- Sekercioglu, C. H., Daily, G. C. y Erlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings National Academy of Science*, 101, 18042-18047.

- Steffen, W., Persson, A., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K. y Crumley, C. (2011). The anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40, 739-761.
- Saldaña-Vázquez, R. y Shondube, J. E. (2016). La masa corporal explica la dominancia de *Artibeus* (*Phyllostomidae*) en ambientes urbanos. En: Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López, R. (Eds.), *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados* (pp. 23-34). México: Conacyt/ UAQ.
- Towsend, C. R. y Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31, 265-276.
- Woodward, F. I. y Diament, A. D. (1991). Functional approach to predicting the ecological effects of global change. *Functional Ecology*, 5, 202-212.

