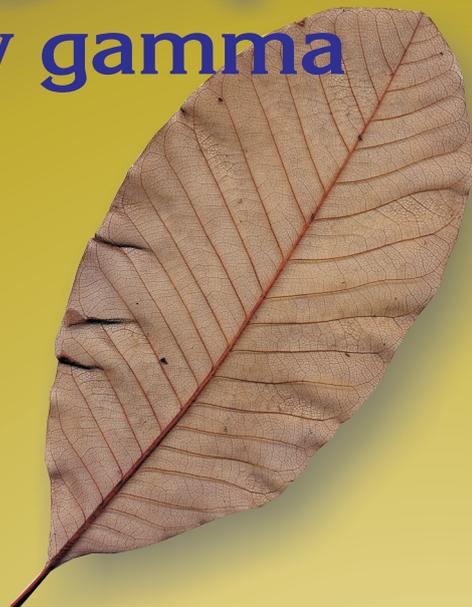


Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades

α β γ
alfa, beta y gamma

Gonzalo Halffter
Jorge Soberón
Patricia Koleff
& Antonio Melic
(eds.)



S.E.A.



CONABIO



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science

m3m
vol. 4
Monografías
3er Milenio

**Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades
alfa, beta y gamma**



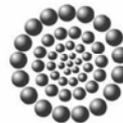
S.E.A.



CONABIO



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science



CONACYT
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

Zaragoza, 2005

Primera edición: 30 Noviembre 2005

Título:

***Sobre Diversidad Biológica:
el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma.***

Editores:

Gonzalo Halffter, Jorge Soberón, Patricia Koleff & Antonio Melic

ISBN: 84-932807-7-1

Dep. Legal: Z-2275-05

m3m : Monografías Tercer Milenio
vol. 4, SEA, Zaragoza.

Patrocinadores del volumen:

• **SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA (SEA)**

<http://entomologia.rediris.es/sea>

Avda. Radio Juventud, 37; 50012 Zaragoza (ESPAÑA)

• **COMISION NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO) MÉXICO**

• **GRUPO DIVERSITAS-MÉXICO**

• **CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT) MÉXICO**

Portada, diseño y maqueta: A. Melic

Imprime:

GORFI, S.A. Menéndez Pelayo, 4 - Zaragoza (España)

Forma sugerida de citación de la obra:

Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.) 2005. *Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. m3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza. IV + 242 pp.

Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades

$\alpha\beta\gamma$

alfa, beta y gamma

Gonzalo Halffter
Jorge Soberón
Patricia Koleff
& Antonio Melic
(eds.)





S.E.A.

Sociedad Entomológica Aragonesa

D. Antonio Melic Blas
Presidente

D. César González Peña
Vicepresidente

D^a Inés Montañés Alcaine
Secretaria

Comité Editorial:
Director Publicaciones: A. Melic
Comité científico-editorial compuesto por
22 entomólogos



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science

Grupo DIVERSITAS

Dr. Gonzalo Halffter
Presidente

Dra. Claudia E. Moreno
Secretaria Técnica



CONABIO

**Comisión Nacional para el
Conocimiento
y Uso de la Biodiversidad**

Ing. José Luis Luege Tamargo
Secretario Técnico

Dr. José Sarukhán Kermez
Coordinador Nacional

Mtra. Ana Luisa Guzmán y López Figueroa
Secretaría Ejecutiva

M. en C. María del Carmen Vázquez Rojas
Dirección de Evaluación de Proyectos



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

Dr. Gustavo Chapela Castañares
Director General

Dr. Efraín Orestes Aceves Piña
Director de Asuntos Internacionales

Lic. Clara Morán Andrade
Subdir. de Organismos Multilaterales
y Estrategia de Cooperación



CAPÍTULO 15:

Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en Los Tuxtlas, Veracruz, México

José Nicolás Urbina-Cardona

Colección Nacional de Anfibios y Reptiles
Departamento de Zoología
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México
México, D.F. 04510 México
nurbina@yahoo.com

Víctor Hugo Reynoso

Colección Nacional de Anfibios y Reptiles
Departamento de Zoología
Instituto de Biología
Universidad Nacional Autónoma de México
México, D.F. 04510 México
vreynoso@biologia.unam.mx

**Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma.**

Editores:

Gonzalo Halffter, Jorge Soberón,
Patricia Koleff & Antonio Melic

Patrocinadores:

COMISION NACIONAL PARA EL
CONOCIMIENTO Y USO DE LA
BIODIVERSIDAD (CONABIO) MÉXICO
SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA
(SEA), ZARAGOZA, ESPAÑA.
GRUPO DIVERSITAS-MÉXICO
CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y
TECNOLOGÍA (CONACYT) MÉXICO

ISBN: 84-932807-7-1

Dep. Legal: Z-2275-05

m3m: Monografías Tercer Milenio
vol.4, S.E.A., Zaragoza, España
30 Noviembre 2005
pp: 191 – 207.

Información sobre la publicación:
www.sea-entomologia.org/m3m

RECAMBIO DE ANFIBIOS Y REPTILES EN EL GRADIENTE POTRERO-BORDE-INTERIOR EN LOS TUXTLAS, VERACRUZ, MÉXICO

José Nicolás Urbina-Cardona
& Víctor Hugo Reynoso

Resumen: A partir de 672 horas de muestreo a lo largo de 126 transectos en sitios de potrero, borde e interior de Selva Alta Perennifolia en Los Tuxtlas, se encontraron 21 especies de anfibios y 33 de reptiles. La riqueza de anfibios y reptiles tiende a aumentar en el borde de la selva. Se constató que hacia el interior aumentan las especies de reptiles grandes y arborícolas, y de anfibios pequeños con desarrollo directo y preferencia por hábitats fosoriales y arborícolas. Los sitios de potrero e interior de selva presentaron el mayor grado de recambio de anfibios y reptiles. Para poder entender los patrones de la diversidad es importante tener en cuenta la historia natural de las especies, que nos da información valiosa para la conservación.

Palabras clave: Anfibios, reptiles, diversidad, grupos conceptuales, bordes de selva, Los Tuxtlas, México.

Amphibian and reptile exchange along the pasture-edge-interior gradient at los Tuxtlas, Veracruz, Mexico

Abstract: Based on 672 hours of sampling carried out in 126 transects set up in pasture, forest edge and forest interior at the Los Tuxtlas Selva Alta Perennifolia, a total of 21 amphibian and 33 reptile species were found. Amphibian and reptile richness increased at the forest edge. Towards the interior of the forest the number of species of reptiles with larger size and arboreal habitats increased, as did the amphibians with direct embryo development and with fossorial and arboreal habitats. The greatest species exchange was forest in pastures and forest interior for both amphibians and reptiles. To understand the patterns of species diversity it is important to consider the natural history of the species, which offers useful information for species conservation.

Key words: Amphibians, reptiles, species diversity, conceptual groups, forest edge, Los Tuxtlas, Mexico.

1. Introducción

1.1 HISTORIA DE LA FRAGMENTACIÓN EN LOS TUXTLAS

En la selva de los Tuxtlas, se han registrado actividades antropogénicas a partir del año 31 A. C. (Dirzo, 1991), pero solo a partir de 1940 se generó una gran mezcla entre etnias y se dio una vertiginosa expansión de la ganadería (González-Sierra, 1991; Skerritt, 1992). Esto hace pensar, que el periodo más agresivo de la fragmentación en la región de Los Tuxtlas es reciente. Actualmente los pobladores urbanos se dedican al comercio agrícola, ganadero y al turismo, mientras que los pobladores rurales se dedican a la ganadería extensiva de doble propósito, a la agricultura, la pesca y a la extracción de madera en los remanentes de bosque (Guevara *et al.*, 1997).

Debido al intenso uso de la tierra, en Los Tuxtlas, se ha generado una acelerada transformación que ha traído como consecuencia la alteración de los ecosistemas naturales. Se calcula que para 1986, los remanentes forestales habían perdido el 84% de la cobertura original de bosque húmedo tropical (Dirzo & García, 1992). En la zona se presentan también diversos elementos arbóreos tales como fragmentos de selva, acahuals, corredores de

vegetación ribereña, cercas vivas y árboles aislados inmersos en áreas de potrero, que generan un mosaico en el paisaje (Ibarra-Manríquez *et al.*, 1997). Así, el paisaje ha presentado una pérdida de continuidad en la cual una gran cantidad de hábitat es transformado a un gran número de pequeños parches que se encuentran aislados entre sí por una matriz de hábitats diferentes al original (potrero, tierras agrícolas y bosque en regeneración) (Wilcove *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1991; Culotta, 1995; Villard *et al.*, 1998). Esta matriz, presenta una gran extensión en el paisaje y puede llegar a convertirse en una barrera para la dispersión de animales y plantas (Hunter, 1996). Sin embargo, la matriz también puede actuar como un filtro selectivo para el movimiento de las especies a lo largo del paisaje (Gibbs, 1998; Gascon *et al.*, 1999).

Se ha determinado que aquellas especies de vertebrados tropicales que toleran o hacen uso de la matriz, tienden a ser menos vulnerables a la fragmentación que aquellas que la evitan (Gascon *et al.*, 1999; Laurance, 1999). Debido a la invasión del fragmento por las especies asociadas a la matriz, ésta ejerce una fuerte influencia en las dinámicas de la fauna del bosque remanente (Laurance, 1994; Brown & Hutchings, 1997; Tocher *et al.*, 1997). Pero los diferentes efectos de la fragmentación sobre los patrones de hábitat, no afectan la biodiversidad de la misma manera (Fahrig, 2003).

1.2 EFECTOS DE BORDE Y DE MATRIZ

Las consecuencias de la fragmentación van más allá de la pérdida de especies en los fragmentos según lo sugiere la Teoría de la Biogeografía de Islas (MacArthur & Wilson, 1967). Involucra efectos del borde y de la matriz, que determinan la manera como el fragmento evoluciona luego de la perturbación (Gascon & Lovejoy, 1998). Estos efectos pueden ser atribuidos a cambios en los patrones de hábitat y, de manera independiente, a la pérdida de hábitat, implicando cuatro efectos (Fahrig, 2003): a) disminución de la cantidad de hábitat; b) aumento en el aislamiento; c) incremento en el número de parches de hábitat original; y, d) reducción del área en estos parches.

La creación de un borde incrementa la cantidad de luz incidente que promueve el crecimiento de plantas y cambia la estructura alrededor del bosque (Murcia, 1995; Jules & Ratchcke, 1999). Hacia los límites del fragmento se incrementa la densidad de especies de borde (Hunter, 1996; Bender *et al.*, 1998) que toleran ambientes más secos, con temperaturas más altas y con mayor grado de exposición al viento proveniente de la matriz (Chen *et al.*, 1992; Murcia, 1995). Estas variables cambian dependiendo de la edad, orientación y aspecto del borde (Kapos *et al.*, 1997; Turton & Freiburger, 1997), y evolucionan con el tiempo a medida que el borde se cierra por el crecimiento de vegetación secundaria (Camargo & Kapos, 1995). De esta manera, el proceso de la fragmentación del hábitat presenta una dinámica compleja, en espacio y tiempo para las comunidades (Lovejoy, 1999; Schlaepfer & Gavin, 2001; Lehtinen *et al.*, 2003)

1.3. DIVERSIDAD DE ESPECIES

El objetivo de medir la diversidad de las comunidades es tener un parámetro de comparación de la productividad o estabilidad entre ellas (Pielou, 1975). Nos aporta conocimientos a la luz de la estructuración de las comunidades, sirve de herramienta para tomar decisiones y emitir recomendaciones a favor de la conservación de taxa amenazados, y para monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Moreno, 2001). Algunas de las definiciones del término “diversidad de especies” son: la función de las especies presentes y la equidad con la cual los individuos se distribuyen entre esas especies (Hulbert, 1971); la riqueza y variedad de las comunidades ecológicas (Pielou, 1975); las diferentes razones entre el número de especies y sus valores de importancia (como la biomasa, productividad, abundancia, entre otras; Odum, 1971).

Para poder comprender los cambios en la biodiversidad a lo largo de gradientes espaciales, Whittaker (1972) propone separar los componentes en diversidades alfa, beta y gamma. La diversidad alfa es la riqueza de especies (a nivel local) de una comunidad o ensamble particular a la que se considera homogénea; la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes componentes en el paisaje; y la diversidad gamma es la riqueza de especies (a nivel regional) del conjunto que integra el paisaje, como resultado de las diversidades alfa y beta (Whittaker, 1972; Murguía & Rojas, 2001; Rodríguez & Vásquez-Domínguez, 2003). De esta manera es posible estructurar la diversidad regional en sus componentes, local y de recambio para generar un análisis detallado de patrones y procesos que, de otra manera, sería imposible comprender (Arita & Rodríguez, 2001).

La diversidad alfa medida como el número de especies de una comunidad (riqueza específica) es la forma más sencilla de evaluar la diversidad puntual y provee información suficiente sobre la expresión de procesos ecológicos e históricos (Halffter *et al.*, 2001) siempre y cuando se definan muy bien el significado biológico de las comparaciones (Ludwig & Reynolds, 1988). Sin embargo, es fácil imaginar como una sola variable de respuesta, como la riqueza, nos puede llevar a conclusiones erróneas acerca de los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la biodiversidad (Gascon & Lovejoy, 1998). Por ello, es importante estructurar la diversidad alfa en grupos conceptuales que nos permitan observar a detalle los patrones en la riqueza a lo largo de gradientes ambientales.

1.4. ASPECTOS QUE AFECTAN LA DIVERSIDAD DE ANFIBIOS Y REPTILES

Actualmente, la diversidad de los anfibios y reptiles se ve afectada por factores directos e indirectos, que reducen la viabilidad de las poblaciones y los hacen vulnerables a la extinción (Rueda-Almonacid, 1999; Gibbons *et al.*, 2000; Castaño-Mora, 2002; Semlitsch, 2003; Rueda-Almonacid *et al.*, 2004). La destrucción y deterioro del hábitat presenta una de las mayores amenazas

para la supervivencia de estos organismos (Crump, 2003). La pérdida del hábitat aunado con la cercanía a carreteras o áreas urbanas, potencia la mortalidad de los individuos, y genera una barrera entre los cuerpos de agua y los bosques, impidiendo la colonización o la culminación de su ciclo de vida (Dodd & Smith, 2003).

La acumulación de gases por efecto invernadero reducen la capa de ozono y alteran la precipitación, la temperatura y la radiación ultravioleta (UV-B). Estos factores interactúan entre sí y causan directamente el declive de muchas poblaciones a nivel mundial (Dooneily & Crump, 1998). Como efecto indirecto también se afecta la densidad de invertebrados, causando la alteración en la disponibilidad de alimento y en el tipo de dieta de algunas especies (Crump, 2003).

Los agroquímicos pueden afectar a las poblaciones que habitan incluso el interior de bosques a través de su dispersión por aire (Sparling *et al.*, 2001). Los exponen a altos niveles de contaminantes afectando el éxito reproductivo al impedirse la fertilización de los huevos, causando su mortalidad y generando deformidades en las larvas y juveniles (Beebee *et al.*, 1990). Algunos patógenos como el hongo *Batrachochytridium* spp. y un iridovirus han causado la mortalidad masiva de algunos anfibios que los deshidrata y sofoca, incluso en el bosque (Carey *et al.*, 1999).

La sobreexplotación (extracción de individuos de una población a una tasa mas alta de la que puede sostener la capacidad natural reproductiva, Halffter *et al.*, 2001) genera una amenaza directa para algunas especies a partir de actividades antropogénicas. Entre estas se encuentran: la extracción forestal, la cacería de consumo, el control de plagas o depredadores, y la colecta de organismos para colecciones científicas, tenencia de mascotas, requerimiento de zoológicos o para uso en laboratorio (Rueda-Almonacid *et al.*, 2004).

La introducción de especies en hábitats donde antes no se encontraban, es una de las principales causas de extinción de anfibios y reptiles, ya que se convierten en excelentes competidores y depredadores, y terminan por desplazar a algunas especies nativas (Pilliod & Peterson, 2000). Los casos mas críticos son la introducción de anuros (tales como, *Bufo marinus* y *Rana catesbeiana*), y peces (tilapia, trucha, entre otros) en los sitios de reproducción de anfibios. Además se cree que los peces pueden actuar como vectores de algunas enfermedades en los ambientes invadidos (Blaustein *et al.*, 1994).

Como respuesta a los cambios y su relación sinérgica con otros factores, los anfibios y reptiles experimentan cambios en las tasas de crecimiento de los individuos, en la capacidad reproductiva, fluctuación en la duración de los periodos reproductivos, cambios en el ámbito hogareño, en los patrones de actividad y en el uso del microhábitat (Gibbons *et al.*, 2000; Crump, 2003). Por otra parte, el factor indirecto principal para estos organismos es el estrés; ya que reduce su capacidad inmunológica, los debilita y los vuelve más susceptible a patógenos (Carey *et al.*, 2001). Las especies con mayor especialización de hábitat, son más vulnerables a la extinción y estos cambios tienen repercusiones en la estructuración de las comunidades (Crump, 2003).

Este estudio se enfoca en entender como la diversidad de anfibios y reptiles estructurada en grupos conceptuales basados en la historia natural de las especies, es útil a la hora de evidenciar patrones a lo largo del gradiente potrero-borde-interior en la selva alta perennifolia Los Tuxtlas.

2. Material y métodos

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra de Los Tuxtlas está situada al sureste del estado de Veracruz muy próxima al litoral del Golfo de México, interrumpiendo la continuidad de la llanura costera. A lo largo de esa cadena se encuentran numerosos conos de rocas basálticas y material fragmentado que constituyen volcanes tales como el de San Martín Tuxtla con 1680 m.s.n.m. y otros de menor altura como el Vigía de Santiago Tuxtla con 860 m.s.n.m. (Soto & Gama, 1997).

Debido a su posición latitudinal es una de las regiones más lluviosas del país. Durante el verano, los vientos alisios húmedos provenientes del Golfo de México presentan una dirección dominante hacia el Norte. En invierno, el sistema se desplaza hacia el sur y los vientos de noreste pierden profundidad e intensidad (Mosiño & García, 1973; Soto & Gama, 1997).

En general el clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Af) y se presenta una precipitación media anual de 4964 mm (DS \pm 862, n= 20 años) (Estrada *et al.*, 1985). Con base en los datos obtenidos de la estación meteorológica de Coyame (tomado de Soto & Gama, 1997), se determinó que la época de mayor precipitación va desde junio hasta febrero, siendo octubre, julio y septiembre los meses donde más llueve. La época de "secas" se presenta entre marzo y mayo. La temperatura media anual es de 27 °C y fluctúa entre 35 °C hacia el mes de mayo, y 13 °C, en febrero.

La región de Los Tuxtlas representa el límite boreal de la selva tropical lluviosa en el continente americano, siendo además, uno de los último relictos en el estado de Veracruz (Dirzo & García, 1992; Torres-Orozco *et al.*, 1997). Según el Diario Oficial de la Federación (1998), fue decretada Área Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera. La flora de la región pertenece al Reino Biogeográfico Neotropical: Región Caribeana y provincia de la costa del golfo de México (Ibarra-Manríquez *et al.*, 1997). En la reserva Los Tuxtlas, se han identificado nueve tipos de vegetación y el más estudiado corresponde a la selva alta perennifolia (Sousa 1968), de las cuales se muestrearon dos variantes:

- Selva alta perennifolia (SAP) sobre suelos profundos: Se localiza en altitudes que oscilan entre los 0-350 m.s.n.m. y se caracteriza por tener un dosel entre 30 y 35 m, alcanzando hasta 40 m de altura en el caso de *Ficus yoponensis*, *F. tecolutensis* y *Ceiba pentandra*. El 50% de la flora pertenece a la familia *Palmae* con especies como *Astrocaryum mexicanum*, *Chamaedorea pinnatifrons* y *C. atterms* (Ibarra-Manríquez *et al.*, 1997).

- Vegetación de zonas perturbadas, potrero: Vegetación compuesta por pastos nativos (*Paspalum conjugatum*, *Axonopus compressus*, *Setaria geniculata*, *Panicum* spp., *Digitaria* spp.) y gramíneas exóticas (*Cynodon dactyliferum*) sembradas para actividades ganaderas. Al igual que algunas especies de árboles aislados provenientes de relictos de selva (Guevara *et al.*, 1992).

El presente estudio fue llevado a cabo entre los 18° 32' - 18° 38' N y los 95° 3' - 95° 6' W dentro del área costera de la reserva de la biosfera que se encuentra fuertemente alterada debido a actividades humanas como agricultura y ganadería (Dirzo & García, 1992).

2.2 MUESTREO DE LOS ANFIBIOS Y REPTILES

2.2.1 Diseño de la investigación

Se ubicaron 14 parcelas de 250 x 50 m en diversos fragmentos de SAP en la región de Los Tuxtlas. Cada parcela fue dividida en tres sitios: a) potrero, que comprende el área entre el borde de la selva y 50 m hacia el potrero (transectos a distancias -50, -20 y -10 m); b) borde de selva, que va desde el borde físico de la selva hasta 20 m hacia el interior (transectos a distancias 0, 10 y 20 m); y, c) interior de selva, que va perpendicular al borde desde 50 hasta 200 m hacia el interior de la selva, (transectos a distancias 50, 100 y 200 m). De esta forma, en cada sitio se ubicaron a distancias preestablecidas tres transectos lineales de 50 x 2 m, y paralelos al borde de la selva, para un total de 126 transectos en el estudio. Todos los transectos se ubicaron fuera de cuerpos de agua, por lo que en el presente estudio no se representa la riqueza de las especies que frecuentan preferencialmente hábitats acuáticos.

2.2.2 Técnica de muestreo

Las capturas se hicieron en cuatro temporadas junio-julio y septiembre-octubre de 2003, febrero-marzo y mayo-junio de 2004, con un total de 4 salidas al campo. Cada salida duró un periodo de 14 días, muestreándose cada día el conjunto de los tres sitios durante 6 horas (3 horas de día y 3 hora de noche). Cada sitio fue muestreado en cuatro temporadas con un total de 224 horas hombre y el esfuerzo total del estudio fue de 672 horas hombre. Al inicio de cada muestreo (tanto diurno como nocturno) se aleatorizó si el muestreo comenzaría en el potrero, el borde o el interior de selva, con el fin de controlar el efecto de la hora del muestreo en los picos de actividad de las especies, evitando visualizar patrones erróneos en el efecto de borde. El registro de los individuos se realizó por búsqueda visual entre dos personas hasta una altura de 2 m y a 1 m a la redonda (Crump & Scott, 1994; Jaeger, 1994; Tocher *et al.*, 1997). Debido a que el método de búsqueda empleado se encuentra influido por la imagen de búsqueda del investigador (Urbina-C & Londoño-M, 2003), los muestreos fueron realizados siempre por las mismas personas. Esta técnica registró el 96% de los individuos y el 69% de las especies entre 0 - 50 cm de altura, y las observaciones se redujeron desde los 60 cm hasta los 200 cm (fig. 1) Por lo cual, es pertinente aclarar que el presente trabajo evalúa la diversidad del ensamble de anfibios y reptiles que habitan el sotobosque de la selva.

2.2.3 Determinación de especies

Los organismos fueron determinados en campo hasta especie utilizando una guía fotográfica de las especies reportadas en la SAP de la región de Los Tuxtlas y a partir de los últimos listados de anfibios y reptiles, y de la revisión de los ejemplares de la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles (CNAR) del Instituto de Biología de la UNAM. La taxonomía y nomenclatura de las especies se basó en los últimos cambios recopilados por Flores-Villela & Canseco-Márquez (2004). Algunos ejemplares fueron temporalmente recolectados y determinados utilizando claves taxonómicas especializadas (Shannon & Werler, 1955; Savage, 1975; Flores-Villela *et al.*, 1987; Flores-Villela *et al.*, 1995; Lee, 1996; Campbell & Savage, 2000) y los ejemplares (n = 20) que presentaron dificultad para su determinación en campo fueron sacrificados y montados para su posterior revisión con un experto. Estos ejemplares fueron depositados en la CNAR.

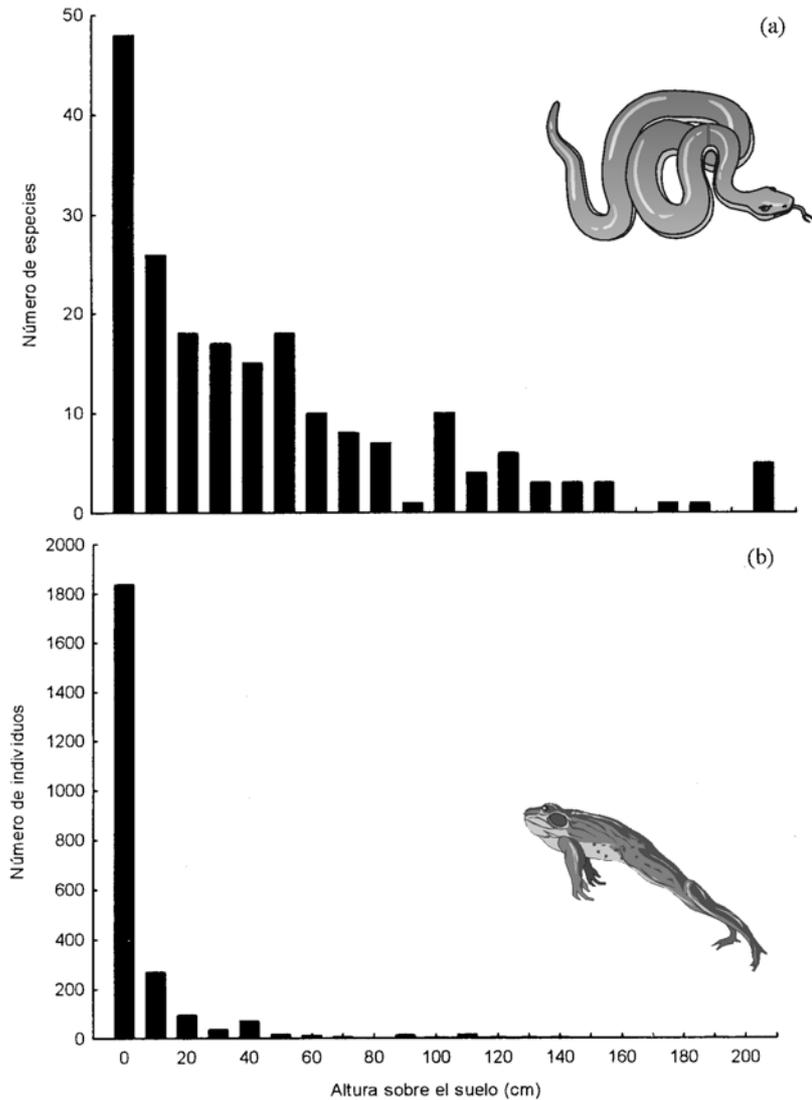
2.3 ANÁLISIS DE DATOS

Se realizaron curvas de acumulación de especies por medio de tres estimadores de riqueza no paramétricos: Bootstrap, ICE y Chao2 en el programa EstimateS (*Version 7*, R. K. Colwell, <http://purl.oclc.org/estimates>); y se graficaron los singletons y los doubletons con el fin de determinar si las especies raras (únicas y duplicadas, respectivamente) se redujeron a medida que el muestreo se intensificó. Con base en los valores máximos de riqueza estimada por los estimadores de riqueza, se determinó el porcentaje de especies observadas que fueron capturadas durante el presente estudio ("completeness" de Soberón & Llorente, 1993).

Se determinó la diversidad alfa de especies como la riqueza específica de cada sitio. Se corroboró la normalidad y se exploró la posible autocorrelación de los datos de riqueza a lo largo del gradiente de distancia. Al cumplir los supuestos, se realizó un ajuste de modelos paramétricos de regresión no-lineal ("forward regression", Zar 1999) en el paquete estadístico STATISTICA 6.0 (StatSoft, 2001), para determinar la forma en la que se relaciona el gradiente de distancia potrero-borde-interior de selva con la diversidad de anfibios y reptiles que habitan el sotobosque de la SAP en Los Tuxtlas.

Con base en los estudios de historia natural de anfibios y reptiles que se distribuyen en la región de Los Tuxtlas (Crump, 1974; Flores-Villela *et al.*, 1987; Flores-Villela *et al.*, 1995; Lee, 1996; Villarreal, 1997; Vogt, 1997a, b), se clasificaron las especies por categorías de hábitat, hábito, talla y modo reproductivo (Apéndice A, Apéndice B). Se subdividió a los anfibios y reptiles en grupos conceptuales, teniendo en cuenta el hábitat preferencial (lugar de actividad más frecuente reportado para la especie; arborícola, terrestre o fosorial), el hábito preferencial (hora de actividad reportada para la especie; diurno o nocturno), la talla corporal (basada en la Longitud Hocico Cloaca, LHC reportada para las especies del estado de Veracruz y la región de Los Tuxtlas, específicamente) y el modo reproductivo de los anfibios (reportado por Crump, 1974; desarrollo directo, huevos y larva en el agua o huevos depositados

Fig. 1. Estratificación vertical de capturas de anfibios y reptiles con la técnica de búsqueda visual a lo largo de transectos paralelos al borde de la selva, a distancias predeterminadas, en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz – México; a) número de especies, b) número de individuos.



fuera del agua) y reptiles (reportado por Zug *et al.*, 2001; ovíparos o vivíparos).

La diversidad beta se definió como el grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas. Para su análisis se utilizó la complementariedad, la cuál relaciona el número de especies en un sitio A, con el número de especies en un sitio B y el número de especies en común entre A y B (Colwell & Coddington, 1994; Magurran, 2004).

De esta forma, la riqueza total (S) para ambos sitios combinados es:

$$S_{AB} = a + b - c$$

donde a es el número de especies del sitio A, b es el número de especies del sitio B, y c es el número de especies en común entre los sitios A y B.

El número de especies únicas (U) a cualquiera de los dos sitios es:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

Finalmente, a partir de estos valores se calculó la complementariedad (C) de los sitios A y B como:

$$C_{AB} = U_{AB} / S_{AB}$$

Los valores obtenidos a partir del análisis de complementariedad varían desde cero, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta uno, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas (Colwell & Coddington, 1994).

3. Resultados

3.1 DIVERSIDAD TOTAL

Al concluir 672 horas de muestreo, las curvas de acumulación de especies de anfibios presentaron una asíntota. Los estimadores ICE y Chao2 llegaron a la asíntota más rápidamente que la riqueza observada y el Bootstrap. Este último, presentó un patrón muy similar al de la riqueza observada (S_{obs}). En general los estimadores reflejaron una mayor riqueza que la observada pero el presente estudio logró representar entre el 88% y 93% de la riqueza. Las especies únicas (singletons) y duplicadas (doubletons) representaron el 33% de los anfibios y se estabilizaron al final del muestreo (fig. 2a; tabla I).

La riqueza de reptiles, nunca llegó a la asíntota. Los estimadores Chao2 y ICE tendieron a sobreestimar la riqueza por más del doble, mientras que el Bootstrap

presentó un patrón muy similar al de la riqueza observada (S obs). Basándose en los dos primeros estimadores se representó entre el 40 y 52% de la riqueza, mientras que basándose en el Bootstrap la riqueza representada es del 84.1%. Las especies únicas tendieron a aumentar a medida que se acumulaba esfuerzo de muestreo, mientras que las especies duplicadas se mantuvieron constantes a lo largo del estudio. En general las especies raras representan el 54% de las especies del

Tabla I. Riqueza, observada y estimada, de anfibios en las catorce parcelas en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz – México.

	Riqueza máxima	Completeness
Sobs	21	
Chao2	22,45	93.5%
ICE	23,8	88.1%
Bootstrap	23,35	89.9%
Singletons	4	
Doubletons	3	

Tabla II. Riqueza, observada y estimada, de reptiles en las catorce parcelas en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz – México.

	Riqueza máxima	Completeness
Sobs	33	
Chao2	84,2	40%
ICE	62,88	52.5%
Bootstrap	39,21	84.1%
Singletons	14	
Doubletons	4	

Tabla III. Complementariedad de anfibios entre sitios de potrero, borde e interior de selva*.

Riqueza de Anfibios	Potrero	Borde	Interior
Potrero	4	8	6
Borde	0.55	2	10
Interior	0.68	0.41	3

*Los valores en la diagonal corresponden al número de especies únicas para cada sitio. Los valores por encima de la diagonal corresponden al número de especies compartidas entre sitios. Los valores por debajo de la diagonal corresponden a la complementariedad (los valores fluctúan entre 0, cuando ambos sitios son idénticos y 1 cuando las especies de ambos sitios son completamente distintos).

Tabla IV. Complementariedad de reptiles entre sitios de potrero, borde e interior de selva*.

Riqueza de Reptiles	Potrero	Borde	Interior
Potrero	1	10	7
Borde	0.61	6	16
Interior	0.73	0.48	6

*Los valores en la diagonal corresponden al número de especies únicas para cada área. Los valores por encima de la diagonal corresponden al número de especies compartidas entre sitios. Los valores por debajo de la diagonal corresponden a la complementariedad (los valores fluctúan entre 0, cuando ambos sitios son idénticos y 1 cuando las especies de ambos sitios son completamente distintos).

ensamble de reptiles (fig. 2b; tabla II) y la mayoría son serpientes.

3.2 DIVERSIDAD ALFA

Durante el estudio se capturaron 21 especies de anfibios, de las cuales 4 fueron exclusivas de potrero, 2 de borde de selva y 3 de interior de selva (tabla III). En total 12 especies fueron encontradas en el potrero, 14 en el borde de selva y 13 en el interior de selva. La riqueza de anfibios fue explicada en un 94.4% por el gradiente de distancia potrero-borde-interior elevado al cuadrado (Apéndice C).

Se capturó un total de 33 especies de reptiles, de las cuales una fue exclusiva de potrero, 6 de borde de selva y 6 de interior de selva (tabla IV). En total 11 especies fueron encontradas en el potrero, 25 en el borde de selva y 22 en el interior de selva. La riqueza de reptiles fue explicada en un 95.1% por el gradiente de distancia potrero-borde-interior elevado al cuadrado (Apéndice D).

3.2.1 Grupos conceptuales por preferencia de hábitat

De las especies de anfibios encontradas en potrero el 58% presentaron una preferencia por el hábitat terrestre, mientras que el 57% de los anfibios de borde y el 61 % de los anfibios de interior presentaron una preferencia arborícola (fig. 3a).

De las especies de reptiles encontradas en potrero, el 54% presentaron una preferencia por el hábitat terrestre, similar a la proporción de los reptiles de borde (56%), mientras que el 54% de los reptiles de interior presentaron una preferencia arborícola. La categoría de preferencia por hábitat fosorial, no estuvo representada en el interior de la selva (fig. 4a).

3.2.2 Grupos conceptuales por preferencia de hábitat

En general la mayoría de anfibios encontrados presentaron una preferencia por la actividad nocturna: el 75% de las especies encontradas en potrero, el 85 % de los anfibios de borde y el 61 % de los anfibios de interior (fig. 3b). Sin embargo, la mayoría de reptiles presentaron una preferencia por la actividad diurna: el 54% de las especies de potrero, el 68 % de los reptiles de borde y el 82 % de los reptiles de interior de selva (fig. 4b).

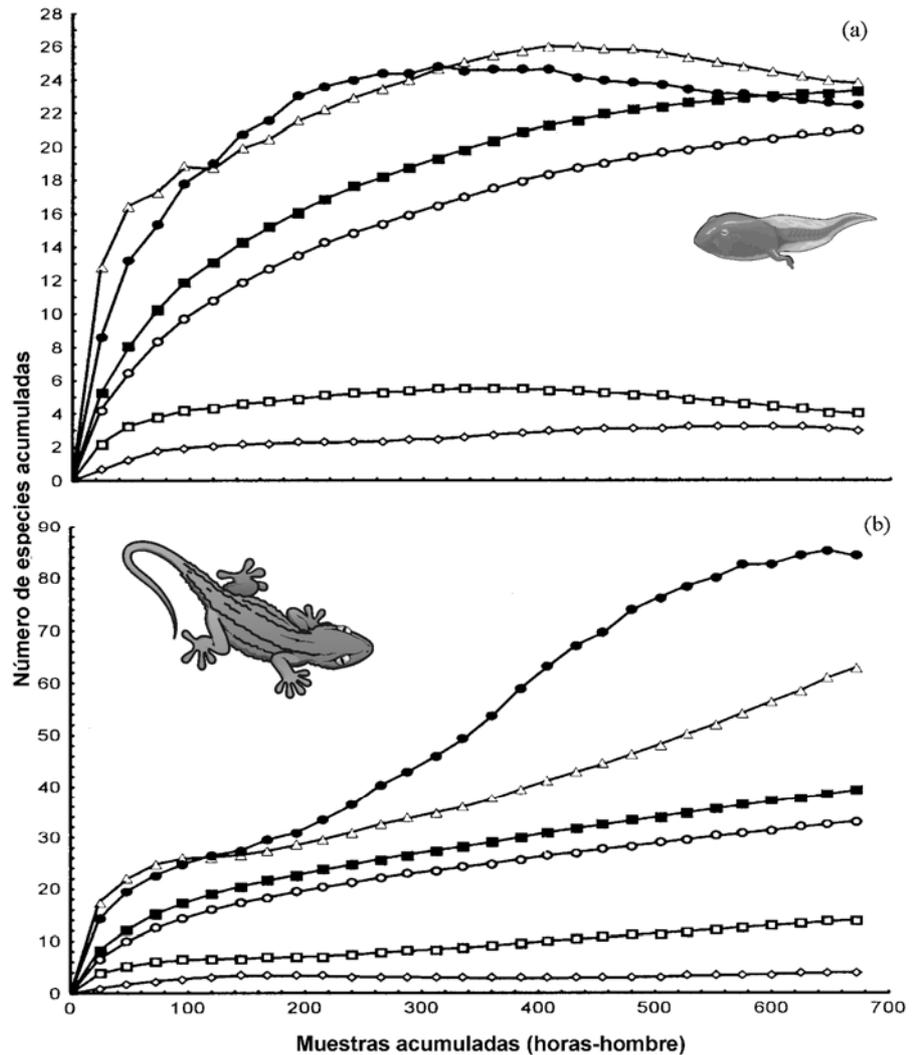
3.2.3 Grupos conceptuales por talla

En el potrero la mayor proporción de anfibios presentó una talla mediana (50%), seguida por especies grandes (33%) y pequeñas (17%). En sitios de borde de selva, el 42% fueron medianos, el 29% grandes y el 29% pequeños. En el interior las proporciones cambian, el 47% de anfibios presentó una talla pequeña, el 38% mediana y el 15% una talla grande (fig. 3c).

De los reptiles encontrados en potrero el 55% presentó una talla mediana, el 27% grande y el 18% pequeña, mientras que entre sitios de selva la proporción fue similar. En el borde el 36 % de los reptiles fueron grandes, el 36% medianos y el 28% pequeños; y en el interior el 45% fueron grandes, el 36% medianos y el 19% pequeños (fig. 4c).

Fig. 2. Curvas de acumulación de especies en las catorce parcelas en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz – México; a) anfibios, b) reptiles.

○ = S obs,
 △ = Singletons,
 ◻ = Doubletons,
 ◊ = ICE,
 — = Chao2,
 = Bootstrap



3.2.4 Grupos conceptuales por modos reproductivos

El 42% de los anfibios de potrero presentaron un modo reproductivo Tipo 1, presentando tanto huevos, como larvas en el agua; y el 33% un modo Tipo 2, presentando huevos depositados fuera del agua y larvas acuáticas. Los anfibios de selva presentaron una tendencia al modo Tipo 2 (35% en borde y 31% en interior) y al modo Tipo 3 presentando un desarrollo directo, sin fase de larva y fuera de cuerpos de agua (29% en borde y 31% en interior) (fig. 3d).

Los reptiles presentaron una mayor tendencia a la reproducción por medio de la oviparidad: el 82% en potrero, el 92% en borde y el 86% en interior (fig. 4d).

3.3 DIVERSIDAD BETA

El mayor grado de recambio de anfibios se presentó entre los sitios opuestos de potrero e interior de selva (68%), mientras que el borde de selva se complementa más con el potrero (55%) que con el interior de selva (41%) (tabla III). La complementariedad promedio entre los tres sitios de potrero, borde e interior es de 54%.

En el caso de los reptiles se presenta la misma tendencia que con los anfibios. La mayor complementa-

riedad se da entre el potrero y el interior de la selva (73%), seguidos por el potrero y el borde de selva (61%), y el borde e interior de selva (48%) (tabla IV). La complementariedad promedio entre los tres sitios de potrero, borde e interior es de 60.6%

Discusión

4.1 DIVERSIDAD Y RAREZA

El muestreo de anfibios por medio de transectos replicados a lo largo del paisaje es un buen método para evaluar la diversidad de especies que habitan el sotobosque. Para el caso de los reptiles se requiere un mayor esfuerzo de captura y aplicar otro tipo de técnica más eficiente que permita aumentar la detección de especies raras y asegurar la representatividad de la mayoría de las especies en el ensamble, sobre todo de serpientes. Se debe tener en cuenta que los valores de riqueza observada y en general de cualquier índice de diversidad, son una función de factores tales como la unidad de muestreo (tipo de técnica utilizada, el tamaño del área de muestreo y el número de replicas y repeticiones realiza-

das), la distribución espacial de las poblaciones objetivo y la heterogeneidad del hábitat (Hayek, 1994; Clarke & Warwick, 2001; Magurran, 2004).

La rareza es un concepto relativo que depende de la escala de la investigación, de la técnica de muestreo y del ensamble de especies (Longino *et al.*, 2002; Magurran, 2004). Para fines prácticos las especies raras son aquellas que se encuentran en el cuarto inferior de la escala de abundancias en el ensamble (Gaston, 1994) y para el presente estudio, son las especies únicas (singletons) y duplicadas (doubletons). La "rareza" de especies de anfibios y reptiles en Los Tuxtlas puede variar a lo largo del tiempo. Muchas veces las especies de anfibios dominantes en el ensamble, son aquellas que se encuentran en época reproductiva (*obs. per.*) y la abundancia o rareza de estos organismos depende de la temporada en que sean muestreados. Debido a esto consideramos que en el ensamble de anfibios las especies raras son escasas y la dominancia va cambiando a lo largo de las estaciones y a lo largo de los años. Por ejemplo, algunas especies pueden estar por más de dos años y volver a aparecer en el ensamble, tiempo después (Zug *et al.*, 2001; Semlitsch, 2003). Algunas especies, como *Gastrophryne elegans* y *Rana berlandieri*, realizan migraciones al comienzo de la época de lluvias y presentan una variación en su abundancia a lo largo del año (*datos no publicados*, Vogt & López-Luna).

Un patrón constante en el ensamble de reptiles de Los Tuxtlas (bajo el sistema de búsqueda empleado, los sitios muestreados y la temporada del estudio) es que la mayoría de las lagartijas son abundantes (exceptuando *Anolis pentaprion*, *A. biporcatus*, *Sceloporus salvini* y *Sphaerodactylus glaucus*) y las serpientes son raras (exceptuando *Bothrops asper* e *Imantodes cenchoa*). Sin embargo, la dominancia y la rareza de algunas especies que habitan Los Tuxtlas han cambiado con el tiempo.

Para la región de Los Tuxtlas, se reportan algunos casos de especies que han variado sus dominancias en el ensamble durante las últimas décadas. Ramírez-Bautista (1977) señaló una baja abundancia de la lagartija *Corythophanes hernandezii* y el presente estudio encontró que en la actualidad esta lagartija es muy abundante, principalmente en los fragmentos de selva. La rana *Agalychnis callidryas* fue reportada por Vogt (1997a) cómo una especie muy abundante en toda la región y en la actualidad esta especie no está presente en la selva y se encuentra restringida a la Laguna el Zacatal. Finalmente, Pérez-Higareda (*com. pers.* 2003) reporta la disminución en la abundancia de las lagartijas *Anolis sericeus* y *Sphaerodactylus glaucus*, las cuáles fueron muy comunes, y un incremento en las poblaciones de *A. uniformis* y la introducción de *Hemidactylus* spp. en la región.

Los resultados mostraron que durante el muestreo, las especies raras aumentaron en el ensamble de reptiles y los estimadores se dispararon, sobrestimando la riqueza. Los estimadores disminuyeron sus valores al aumentar el número de horas de muestreo debido a que algunas especies únicas (singletons) cambiaron a duplicadas (doubletons) sin adicionar más especies nuevas a la muestra (Colwell *com. pers.* 2004). Para el caso de las serpientes, se requiere emplear otro tipo de técnicas y

un esfuerzo mayor de captura para asegurar que las curvas de acumulación lleguen a la asíntota. Con el método de búsqueda activa de organismos a lo largo de transectos fijos y replicados a lo largo del paisaje, la probabilidad de encuentro de estos organismos es muy baja y se hace casi al azar.

Es difícil hacer inferencias sobre las especies raras, ya que la rareza de una especie puede estar dada simplemente por la selección inadecuada de una técnica o método para capturarla en el microhábitat donde es más abundante (Magurran, 2004). Por ello, para poder hablar realmente de la diversidad gamma de anfibios y reptiles, los muestreos se deben complementar con otras técnicas (*e.g.* recorridos libres, trampas de caída con barreras de desvío, registros de vocalizaciones, muestreo en sitios de reproducción, entre otras) y explorar microhábitats poco estudiados como el dosel y los ambientes subterráneos.

4.2 DIVERSIDAD ALFA POR GRUPOS CONCEPTUALES

La diversidad de anfibios y reptiles se ve determinada de una manera no lineal por el gradiente potrero-borde-interior, encontrando los máximos valores en la franja del borde de la selva. Sin embargo, al estructurar la riqueza en grupos conceptuales se encuentran patrones aún más interesantes en este gradiente.

Se debe tener en cuenta que los patrones encontrados en los grupos conceptuales a lo largo del potrero, borde e interior, son reflejo de un muestreo eficiente entre los 0 y 50 cm de altura y podrían variar con el diseño de la investigación, la técnica de muestreo y las épocas climáticas. La clasificación de la riqueza por preferencia de hábitat es una forma de agremiación que aporta información importante para evidenciar la respuesta de los anfibios y reptiles ante el disturbio. Esta clasificación debe hacerse con base en el aporte de estudios específicos del uso del hábitat de las especies. Para algunos anuros, como *Eleutherodactylus* spp., es complicado diferenciar el hábitat preferencial ya que la división del recurso se basa, entre otros aspectos, en la tolerancia de cada especie ante características ambientales puntuales en el microhábitat (Urbina-Cardona & Pérez-Torres, 2002).

Los anfibios y reptiles arborícolas presentan una tendencia a aumentar al interior de la selva y podrían verse más afectados por la cercanía al borde. En contraste, el grupo de los anfibios terrestres y los reptiles fosoriales tienden a aumentar su proporción hacia el potrero y podrían ser menos vulnerables a la fragmentación del hábitat. Crump (2003) ha documentado que las especies que hacen uso de hábitats terrestres presentan mayor tendencia al declive en los trópicos. El patrón que describe Crump de una manera global para los anfibios del Neotrópico es contrastante al encontrado en el presente estudio.

La categoría del modo reproductivo en los anfibios está muy ligado con el microhábitat (Crump, 1974) y justamente los organismos clasificados en estas dos categorías (hábitat y modo reproductivo) presentan una respuesta similar al gradiente de distancia potrero-borde-interior. Los anfibios que presentan huevos y

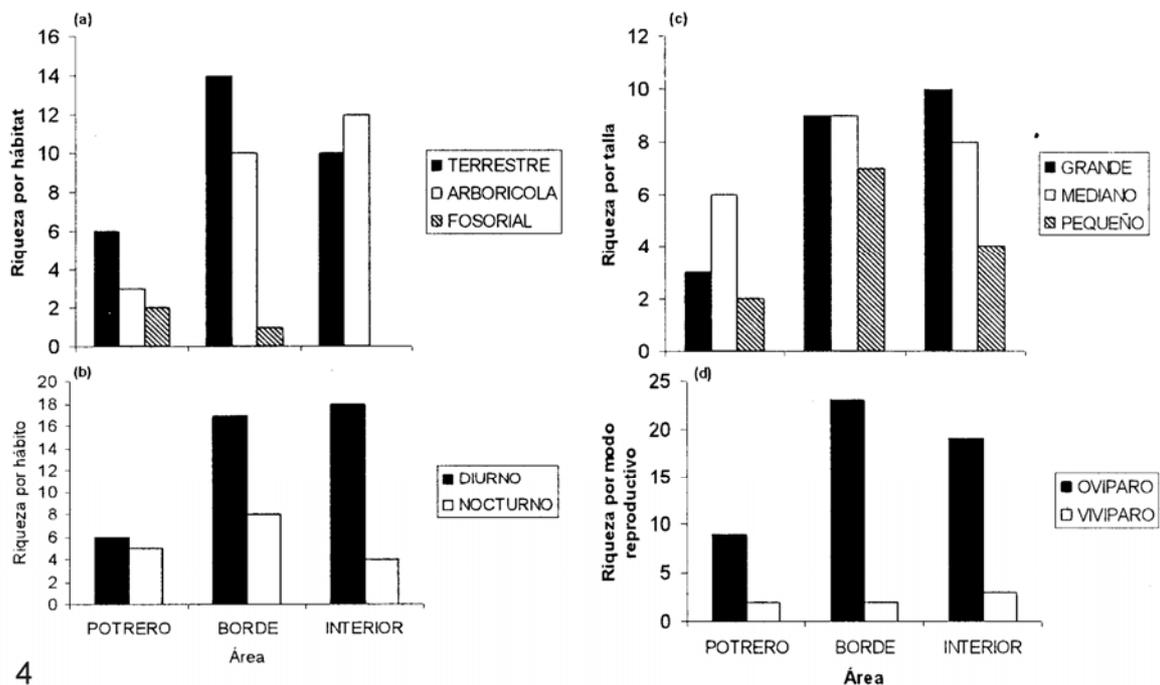
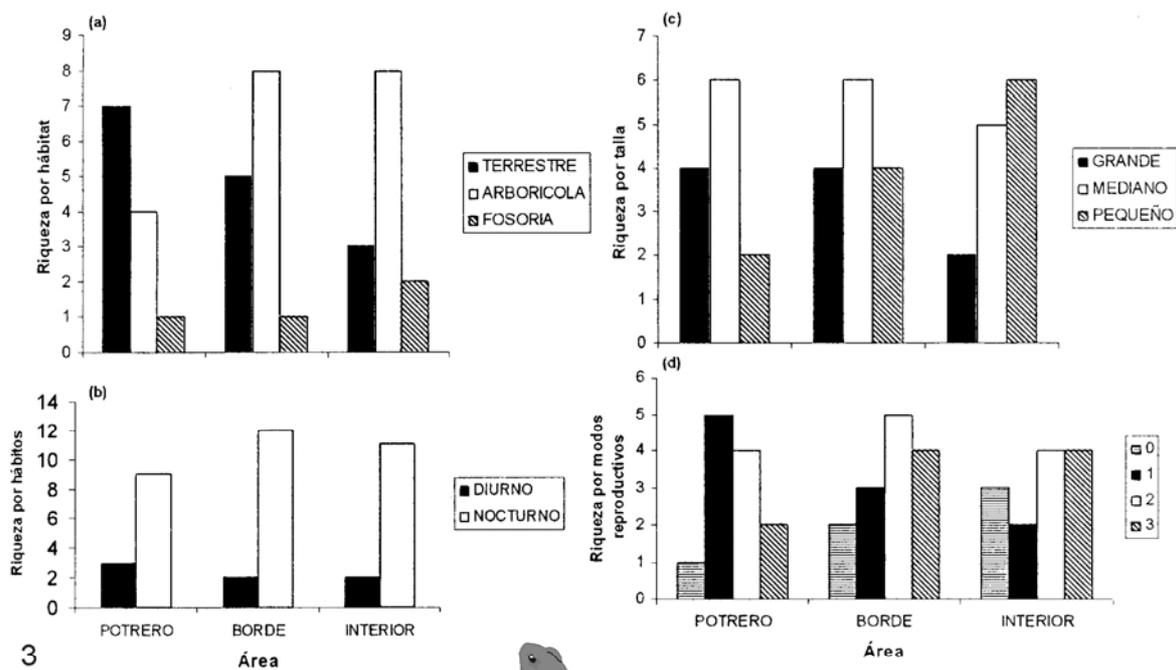


Fig. 3. Riqueza de anfibios por grupos conceptuales en sitios de potrero, borde e interior de selva; a) hábitat preferencial b) hábito preferencial c) tallas corporales y d) modo reproductivo.

Fig. 4. Riqueza de reptiles por grupos conceptuales en sitios de potrero, borde e interior de selva; a) hábitat preferencial b) hábito preferencial c) tallas corporales y d) modo reproductivo.

larvas en el agua (Tipo 1) aumentan hacia el potrero, y los que presentan desarrollo directo fuera de cuerpos de agua (Tipo 3) tienden a aumentar hacia el interior de la selva. De esta manera, la mayoría de anfibios de potrero presentan un modo reproductivo que los liga a cuerpos de agua, mientras que los de selva tienden a independizarse de ambientes acuáticos. Según Crump (2003) 74% de los anfibios neotropicales en declive presentan un patrón de desarrollo larval, siendo el grupo conceptual más propenso. Sin embargo, este estudio muestra que no existe preferencia de estos organismos hacia el interior de selva, aun cuando es un hábitat disponible.

En conclusión, con base en la preferencia de hábitat y modo reproductivo, es incierta la relación entre el efecto de borde y la extinción local en los trópicos en anfibios. Para hacer conclusiones generales sobre los reptiles, es necesario implementar más estudios que relacionen la extinción de grupos conceptuales en el neotrópico pues a la fecha no existe un marco de comparación.

El grupo conceptual de hábito refleja simplemente la preferencia natural de la mayoría de anfibios por la actividad nocturna y la de los reptiles por la diurna, pero no aporta información valiosa para el análisis de la diversidad a lo largo del gradiente de distancia de potrero-borde-interior. Por otra parte, algunas lagartijas (como *Anolis sericeus*, *A. uniformis*, *Corytophanes hernandezii* y *Basiliscus vittatus*) son fácilmente detectables cuando perchan durante la noche pero son netamente diurnos. Por ello es necesario definir muy claramente los parámetros que delimitan la actividad de las especies, así como el tipo de hábito y hábitat preferencial de "actividad", para que los patrones encontrados puedan ser comparados y los estudios replicados.

En cuanto a la talla corporal, los anfibios de talla grande y mediana tienden a permanecer en el potrero y en el borde de la selva, mientras que las especies de talla pequeña prefieren el interior de la selva. El patrón de distribución de las especies, según su talla corporal, a lo largo del gradiente potrero-borde-interior puede estar dado por aspectos ecofisiológicos. Mazerolle (2001) plantea que los organismos de talla grande se encuentran más adaptados al disturbio y son menos sensibles a la desecación. El déficit de las especies de talla grande para realizar el intercambio calórico puede hacer que requieran áreas abiertas para poder termoregular eficientemente. Las de talla pequeña, por su parte, pueden llegar a desecarse más fácilmente en ambientes de potrero y borde, y por ello tienden más al interior de la selva. Este grupo de especies podría verse más afectado por la perturbación ya que son más vulnerables a la desecación corporal y a la pérdida de lugares aptos para reproducirse.

Sin embargo, el estructurar la riqueza por talla corporal pueden presentarse problemas. Si se determina la talla de los organismos por especie, despreciando los patrones corporales que emergen a nivel de Clase, las especies pueden ser clasificadas en categorías ficticias o poco comparables entre sí. Además, al hacer uso del valor máximo de talla por especie se pierde informa-

ción, ya que los juveniles pueden hacer uso de hábitats muy diferentes al de los adultos (López-Luna *com. pers.* 2005).

4.3 DIVERSIDAD BETA

La complementariedad promedio en los anfibios de Los Tuxtlas entre sitios de potrero, borde e interior fue de 54%. Es un valor relativamente bajo, al comparar el recambio promedio de anuros entre el bosque mesófilo de montaña y el potrero subyacente (77.5%) reportado por Pineda & Halffer (2004).

En el gradiente de recambio de especies de anfibios y reptiles, la mayor complementariedad se dio entre potrero e interior, y el menor grado de recambio entre el borde y el interior. Este patrón de bajo recambio, es similar al encontrado por Urbina-C & Londoño-M (2003) entre los anfibios y reptiles que habitan bosques primarios y secundarios del chocó biogeográfico de Colombia.

Es necesario preservar los bordes de selva para amortiguar la invasión de especies de potrero hacia el interior de la selva, mantener el gradiente de recambio entre estos tres sitios y permitir que prevalezcan las especies que prefieren el interior, como los anfibios *Eleutherodactylus vulcani*, *Hyla microcephala* y *Lineatriton orchimelas*. Se encontraron 6 reptiles de interior (*Ctenosaura pectinata*, *Iguana iguana*, *Sceloporus salvini*, *Anolis biporcatus*, *Boa constrictor* y *Coniophanes bipunctatus*), pero esta afinidad de sitio no es coherente para algunas de ellas con respecto a lo que se sabe de su historia natural. Es difícil hacer inferencias en especies raras de reptiles, puesto que aparentemente (y según los datos) pueden ser "exclusivas" de algún sitio, pero debido a la falta de muestreo en otro tipo de microhábitats. De esta forma, la diversidad beta de grupos de especies con alta rareza puede ser sobrestimada al no tener un muestreo completo en todos los sitios (*completeness* >90%, Soberon & Llorente, 1993), visualizando patrones equivocados.

5. Conclusiones

La técnica de búsqueda visual a lo largo de transectos lineales a distancias fijas, resulta eficiente para capturar organismos hasta los 50 cm de altura y permite registrar el total de los anfibios de sotobosque; pero es ineficaz para muestrear reptiles, principalmente por la baja capacidad de detección de serpientes.

Se reporta un mayor número de especies de anfibios y reptiles en el borde de selva seguido por el sitio de interior de selva. El mayor recambio de especies de anfibios y reptiles se dio entre potrero e interior de selva, seguido por el potrero y el borde de la selva.

En el sitio de potrero se encontró una alta proporción de anfibios terrestres con modos reproductivos Tipo 1 y 2; y de reptiles terrestres y ovíparos. En el sitio de borde de selva se presentó una mayor proporción de anfibios arborícolas con modos reproductivos Tipo 2 y 3; y de reptiles terrestres ovíparos. En el sitio de interior

de selva se presentó una mayor proporción de anfibios arborícolas con modos reproductivos Tipo 2 y 3; y de reptiles arborícolas y ovíparos.

Apoyando el planeamiento de Zimmerman & Bierregard (1986), en la conservación de las especies es muy importante tener muy claros los aspectos de autoecología de los organismos a conservar para evitar caer en planteamientos confusos que pueden conducir a políticas erróneas. De esta forma, se debe estructurar la riqueza de especies en grupos conceptuales que no caigan en la subjetividad y presenten confusión al momento de ser medidos. Es recomendable hacer análisis de la talla (grande, mediano, pequeño) para hacer inferencias sobre patrones a lo largo de gradientes espaciales, pero por separado para anuros y salamandras, o para lagartijas y serpientes. Por su parte, el análisis a nivel de hábitat preferencial y modo reproductivo (principalmente para los anfibios) es una herramienta que refleja claramente la historia natural de las especies y aporta información importante a la hora de evidenciar patrones de diversidad a lo largo de gradientes de hábitat como el de potrero-borde-interior.

Es muy importante interpretar correctamente los valores estimados de riqueza acumulada y su relación con la riqueza observada para conocer el grado de confiabilidad del muestreo y la representatividad en el ensamble. En ensambles que presentan un alto número de especies raras, como los reptiles, se debe tener especial cuidado al hacer inferencias e interpretar patrones en la naturaleza para generar recomendaciones para su conservación.

Agradecimiento

Agradecemos muy especialmente a Jorge Brambila por su colaboración en la fase preliminar en campo. A Eduardo Mendoza por su colaboración con las imágenes de satélite. A Marco Antonio López-Luna, Adriana González-Hernández y Fahd Henry Carmona Torres por la ayuda con la determinación de ejemplares y la clasificación de las especies en categorías conceptuales. A Georgina Santos y Luis Canseco-Márquez por su asesoría en los cambios taxonómicos y nomenclaturales de las especies de anfibios y reptiles de Los Tuxtlas. A Margarito Álvarez-Rubio, Eduardo Pineda, Robert Colwell y Jairo Pérez-Torres por su ayuda en los análisis exploratorios y estadísticos. A Patricia Koleff Osorio y Miguel de la Torre Loranca por sus comentarios al manuscrito. A Mario Olivares por su valiosa ayuda durante toda la fase de campo.

Este estudio es parte del proyecto "Diversidad y ecología de anfibios y reptiles en ambientes fraccionados en selva tropical perennifolia en la región norte del Istmo de Tehuantepec" financiado por PAPIIT, DGAPA, UNAM (proyecto No. IN233602) a VHR y fue realizado con permiso especial de colecta Oficio Núm/SGPA/DGVS/ 02132 de SEMARNAT. J. Nicolás Urbina-Cardona agradece la beca completa que le ofrece la Dirección General de Estudios de Posgrado (DGEP) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) para sus estudios de Doctorado. Este trabajo es producto de la tesis doctoral de J. Nicolás Urbina-Cardona en el Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Bibliografía

- Arita, H. T. & P. Rodríguez. 2001. Ecología Geográfica y Macroecología. En: Llorente-Bousquets, J. & J. J. Morrone (eds.) *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Facultad de Ciencias, UNAM. México, pp. 63-80.
- Beebee, T. J. C., R. J. Flower & A. C. Stevenson. 1990. Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain: Paleocological, documentary and experimental evidence for breeding acidification. *Biological Conservation*, **53**: 1-20.
- Bender, D. J., T. A. Contreras & L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, **79**(2): 517-533.
- Blaustein, A. R., D. G. Hokit, R. K. O' Hara & R. A. Holta. 1994. Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biological Conservation*, **67**: 251-254.
- Brown, K. S. & R. W. Hutchings. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. USA, pp. 91-110.
- Camargo, J. L. & V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, **11**: 205-221.
- Campbell, J. A. & J. M. Savage. 2000. Taxonomic reconsideration of Middle American frogs of the *Eleutherodactylus rugulosus* group (Anura: Leptodactylidae): A reconnaissance of subtle nuances among frogs. *Herpetological Monographs*, **14**: 186-292.
- Carey, C., N. Cohen & L. Rollins-Smith. 1999. Amphibian declines: An immunological perspective. *Developmental and Comparative Immunology*, **23**: 459-472.
- Carey, C., W. R. Heyer, J. Wilkinson, R. A. Alford, J. W. Arntzen, T. Halliday, L. Hungerford, K. R. Lips, E. M. Middleton, S. A. Orchard & A. S. Rand. 2001. Amphibian declines and environmental change: Use of remote-sensing data to identify environmental correlates. *Conservation Biology*, **15**: 903-913.
- Castaño-Mora, O.V. (ed.). 2002. *Libro rojo de reptiles de Colombia*. Serie: Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional – Colombia. Bogotá, Colombia.
- Chen, J., J. F. Franklin & J. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in Old Growth Douglas-Fir forests. *Ecological Applications*, **2**(4): 387-396.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 2001. Diversity measures, dominance curves and other graphical analyses. In: Primer-E Ltd. (eds.) *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory. UK, pp. 1-12.
- Colwell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. London B*, **345**: 101-118.
- Colwell, R. K. 2004. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 7. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Crump, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Miscellaneous Publications of the Museum of Natural History of the University of Kansas*, **61**: 1-68.
- Crump, M. L. 2003. Conservation of amphibians in the New World tropics. In: Semlitsch, R.D. (ed.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution. USA, pp. 53-69.
- Crump, M. L. & N. Y. Scott. 1994. Visual encounter surveys. In: Heyer, W., Donnelley, M.A., McDiarmid, R.A., Hayek, L.C. & Foster, M.C. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution. USA, pp. 84-92.
- Culotta, E. 1995. Ecologists flock to snowbird for varied banquet of findings. *Science*, **269**: 1045-1046
- Diario Oficial de la Federación. 1998. Decreto por el que se declara Area Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biósfera, la Región denominada "Los Tuxtlas". Ubicada en los municipios de Angel R. Cabada, Catemaco, Mecayapan, Pajapan, San Andres Tuxtla, Santiago Tuxtla, Sotecomapan y Tatahuicapan de Juarez, en el Estado de Veracruz, con una superficie total de 155.122 hectáreas. Estados Unidos Mexicanos, Presidencia de la República. México D.F. Lunes 23 de Noviembre de 1998: 6-21.
- Dirzo, R. 1991. Rescate y restauración ecológica de la selva de Los Tuxtlas. *Ciencia y Desarrollo*, **17**: 33-45.
- Dirzo, R. & M. C. García. 1992. Rates of Deforestation in Los Tuxtlas and Neotropical Area in South east México. *Conservation Biology*, **6**(1): 84-90
- Dodd, Jr., C. K. & J. Smith. 2003. Habitat destruction and alteration: Historical trends and future prospects for amphibian. In: Semlitsch, R.D. (ed.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution. USA, pp. 94-112.
- Donnelly, M. A. & M. L. Crump. 1998. Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic change*, **39**: 541-561.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada & M. Martínez-Ramos. 1985. La estación de Biología Tropical Los Tuxtlas: un recurso para el estudio y conservación de las selvas del trópico húmedo. En: Gomez-Pompa, A. & S. Del Amo (eds.) *Investigación sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz*. México, pp. 379-393.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **34**: 487-515.
- Flores-Villela, O. & L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana*, **20**(2): 115-144.
- Flores-Villela, O., F. Mendoza-Quijano & P. García-González. 1995. Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México. *Publ. Esp. Mus. Zool.*, **10**: 1-285.
- Flores-Villela, O., G. Pérez-Higareda, R. C. Vogt & M. Palma-Muñoz. 1987. *Claves para los géneros y las especies de anfibios y reptiles de la región de Los Tuxtlas*. UNAM, México.
- Gascon, C. & T. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in Central Amazonia. *Zoology*, **101**: 273-280.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R.O. Bierregard, J. R. Malcom, P. C. Stouffer, H. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zim-

- merman, M. Tocher & S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, **91**: 223-229.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London.
- Gibbons, J. W., D. E. Scott, T. R. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy & T. Winne. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience*, **50**: 653-666.
- Gibbs, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, **13**: 263-268.
- González-Sierra, J. 1991. Los Tuxtlas. En: Archivo General del Estado de Veracruz (ed.), *Veracruz: Imágenes de su historia*. México.
- Guevara, S., J. Meave, P. Moreno-Casasola & J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, **3**: 655-664.
- Guevara, S., J. Laborde, D. Liesenfeld & O. Barrera. 1997. Potreros y Ganadería. En: González-Soriano, E., R. Dirzo & R. Vogt (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 44-58.
- Hayek, L.A.C. 1994. Analysis of Amphibian Biodiversity Data. In: Heyer, W., Donnelley, M. A., McDiarmid, R. A., Hayek, L. C. & Foster, M. C. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution. USA, pp. 207-269.
- Halfpeter, G., C. E. Moreno & E. Pineda. 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. Manuales & Tesis SEA, vol. 2, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.
- Hulbert, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology*, **52**: 577-586.
- Hunter, M. 1996. Habitat degradation and loss. In: Hunter, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, pp. 179-190.
- Ibarra-Manríquez, G., M. Martínez-Ramos, R. Dirzo & J. Nuñez-Farfán. 1997. La Vegetación. En: González-Soriano, E., Dirzo, R. & Vogt, R. (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM, México, pp. 61-85.
- Jaeger, R. G. 1994. Transect sampling. Heyer, W., Donnelley, M.A., McDiarmid, R.A., Hayek, L.C. & Foster, M.C. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution. USA, pp. 364.
- Jules, E. & B. Ratchcke. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of Old-Growth Forest fragments. *Conservation Biology*, **13**(4): 784-793.
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo & G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. USA, pp. 33-44.
- Laurance, W. 1999. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, **91**: 101-107
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, **69**: 23-32.
- Lee, J. 1996. *The amphibians and reptiles of the Yucatan peninsula*. Comstock Publishing Associates. Cornell University Press, USA.
- Lehtinen, R. M., J. Ramanamanjato & J. G. Raveloarison. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 1357-1370.
- Longino, J. T., J. Coddington & R. K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, **83**: 689-702.
- Lovejoy, T. 1999. Preface. *Biological Conservation*, **91**: 99.
- Ludwig, J. A. & J. F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology: A primer on methods and computing*. John Wiley-Interscience Publication, USA.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, USA.
- Mazerolle, M. J. 2001. Amphibian activity, movement patterns, and body size in fragmented peat bogs. *Journal of Herpetology*, **35**(1): 13-20.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton, USA.
- Mosiño, A. P. & E. García. 1973. The climate of México. In: Bryson R.A. & Hare, F.K. (eds.) *World survey of climatology II. Climate of North America*. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsteram.
- Moreno, C. E. 2001. *Manual para medir la biodiversidad*. Manuales & Tesis SEA, vol. 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**: 58-62
- Murguía, M. & F. Rojas. 2001. Biogeografía cuantitativa. En: Llorente-Bousquets, J. & J.J. Morrone (eds.) *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Facultad de Ciencias, UNAM. México, pp. 39-47
- Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders. Philadelphia, USA.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley-Interscience Publication, USA.
- Pilliod, D. S. & C. R. Peterson. 2000. *Evaluating effects of fish stocking on amphibian populations in wilderness lakes*. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P15-Vol5, USA.
- Pineda, E. & G. Halfpeter. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in México. *Biological Conservation*, **117**(5): 499-508
- Ramírez-Bautista, A. 1977. *Algunos anfibios y reptiles de la región de Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. México, 152 pp.
- Rodríguez, P. & E. Vásquez-Domínguez. 2003. Escalas y diversidad de especies. En: Morrone, J.J. & Llorente-Bousquets, J. (eds.) *Una Perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía*. Facultad de Ciencias, UNAM. México, pp. 109-114.
- Rueda-Almonacid, J.V. 1999. Anfibios y reptiles amenazados de extinción en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, **23**: 475-498.
- Rueda-Almonacid, J. V., J. D. Lynch & A. Amézquita (eds.). 2004. *Libro rojo de anfibios de Colombia*. Serie: Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Saunders, D., R. Hobbs & C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, **5**(1): 18-32.
- Savage, J. M. 1975. Systematics and distribution of the Mexican and Central American stream frog related to *Eleutherodactylus rugulosus*. *Copeia*, **2**: 254-306.
- Semlitsch, R. D. (ed.). 2003. *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution, USA.

- Shannon, F. A. & J. E. Werler. 1955. Notes on amphibians of Los Tuxtlas range of Veracruz, México. *Transactions Kansas Academy of Science*, **58**(3): 360-386.
- Schlaepfer, M. A. & T. A. Gavin. 2001. Edge effects on frogs and lizards in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, **15**(4): 1079-1090.
- Skerritt, D. 1992. La ganadería en el centro del estado de Veracruz. En: Boege, E. & Rodríguez, H. (eds.). *Desarrollo y medio ambiente en Veracruz*. CIESAS-Golfo. México, pp. 125-130.
- Soberón, J. M. & J. B. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, **7**: 480-488.
- Sparling, D. W., G. M. Fellers & L. L. McConnell. 2001. Pesticides and amphibian population declines in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**: 1591-1595.
- Soto, M. & L. Gama. 1997. Climas. En: González-Soriano, E., Dirzo, R. & Vogt, R. (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 7-23.
- Sousa, M. 1968. Ecología de las leguminosas de Los Tuxtlas, Veracruz. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Series Botánicas*, **41**: 3-42.
- StatSoft, Inc. 2001. *STATISTICA: Data analysis software system*. Version 6. StatSoft. Inc, USA.
- Tocher, M., C. Gascon & B. Zimmerman. 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: A ten-year study. In: Laurance, W. F. & Bierregaard, R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants*. USA, pp. 124-137.
- Torres-Orozco, B. R., C. Jimenez-Sierra, J. L. Buen-Abad & A. Pérez-Rojas. 1997. Limnología. En: González-Soriano, E., Dirzo, R. & Vogt, R. (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 33-41.
- Turton, S. M. & H. J. Freiburger. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small Tropical forest remnant on the atherton tableland, Northeastern Australia. In: Laurance, W. F. & Bierregaard, R.O. (eds.) *Tropical Forest Remnants*. USA, 616-623.
- Urbina-Cardona, J. N. & J. Pérez-Torres. 2002. Dinámica y preferencias de microhábitat en dos especies del género *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) de bosque andino. En: Jaramillo, C.A., Castaño, C., Arjona, F., Rodríguez, J.V. & Duran, C. (eds.) *Memorias del Congreso Mundial de Páramos*. Tomo 1. Editorial Gente Nueva, Bogota. Colombia, pp. 278-288.
- Urbina-C, J. N. & M. C. Londoño-M. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, **27**(102): 105-113.
- Villard, M., M. Trzcinski & G. Merriam. 1998. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, **13**(4): 774-783.
- Villareal, J.-L. 1997. Historia Natural del género *Anolis*. En: González-Soriano, E., Dirzo, R. & Vogt, R. (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 495-500.
- Vogt, R. 1997a. Historia Natural de especies: Las ranas de la Laguna del Zacatal. En: González-Soriano, E., R. Dirzo, & R. Vogt, (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 500-503.
- Vogt, R. 1997b. Historia Natural de especies: Comunidades de serpientes. En: González-Soriano, E., R. Dirzo, & R. Vogt, (eds.) *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM. México, pp. 503-506.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**(2/3): 213-251.
- Wilcove, D. S, C. H. Mclellan & A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E. (ed.) *Conservation Biology*. USA, pp 237-256.
- Zimmerman, B. & R. O. Bierregaard. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, **13**: 133-143.
- Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Zug, G. R., L. J. Vitt & J. P. Caldwell. 2001. *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibian and Reptiles*. Academic Press, USA.

Apéndice A. Clasificación de las especies de anfibios en grupos conceptuales según hábitat y hábito preferencial, talla y modo reproductivo*.

Especies	Hábitat	Hábito	Talla	Modo reproductivo
CAUDATA				
Plethodontidae				
<i>Bolitoglossa alberchi</i> (García-París, Parra-Olea, Brame & Wake, 2002)	A	N	G	0
<i>Bolitoglossa platydactyla</i> (Gray, 1831)	A	N	G	0
<i>Bolitoglossa rufescens</i> (Cope, 1869)	A	N	P	0
<i>Lineatriton orchimelas</i> (Brodie, Mendelson & Campbell, 2002)	F	N	P	0
ANURA				
Bufonidae				
<i>Bufo marinus</i> (Linneaus, 1758)	T	D	G	1
<i>Bufo valliceps</i> (Wiegmann, 1833)	T	D	M	1
Leptodactylidae				
<i>Eleutherodactylus alfredi</i> (Boulenger, 1898)	A	N	M	3
<i>Eleutherodactylus berkenbuschi</i> (Peters, 1870)	T	N	G	3
<i>Eleutherodactylus rhodopis</i> (Cope, 1867)	T	D	M	3
<i>Eleutherodactylus vulcani</i> (Campbell & Savage, 2000)	T	N	M	3
<i>Leptodactylus fragilis</i> (Brocchi, 1877)	T	N	M	2
<i>Leptodactylus melanonotus</i> (Hallowell, 1861)	T	N	M	2
<i>Shyrrhophus leprus</i> (Cope, 1879)	A	N	P	3
Microhylidae				
<i>Gastrophryne elegans</i> (Boulenger, 1882)	F	N	P	1
Hylidae				
<i>Hyla ebraccata</i> (Cope, 1874)	A	N	P	2
<i>Hyla loquax</i> (Gaige & Stuart, 1934)	A	N	M	2
<i>Hyla microcephala</i> (Cope, 1886)	A	N	P	2
<i>Hyla valancifer</i> (Firschein & Smith, 1956)	A	N	M	2
<i>Smilisca baudini</i> (Duméril & Bibron, 1841)	A	N	G	2
Ranidae				
<i>Rana berlandieri</i> (Baird, 1854)	T	N	G	1
<i>Rana vaillanti</i> (Brocchi, 1877)	T	N	G	1

*Para clasificar los anfibios por la categoría de talla se basó en la Longitud Hocico-Cloaca (LHC) reportada por Shannon & Werler 1955, Savage 1975, Flores-Villela *et al.* 1987, Flores-Villela *et al.* 1995 y Lee 1996. Las salamandras pequeñas presentan una LHC < 31 mm, las medianas entre 32-50 mm y las grandes > 50 mm; y los anuros pequeños una LHC < 30 mm, los medianos entre 31-50 mm y los grandes > 51 mm. Las categorías de los grupos conceptuales son las siguientes: Hábitat: A = Arborescente, T = Terrestre, F = Fossorial; Hábito: D = Diurno, N = Nocturno; Talla: G = Grande, M = Mediana, P = Pequeña; Modo Reproductivo: 0 = desarrollo directo (sin larva) en salamandras, 1 = huevos y larvas depositados en el agua, 2 = huevos depositados fuera del agua y larvas acuáticas, 3 = desarrollo directo (sin larva) en anuros.

Apéndice B. Clasificación de las especies de reptiles en grupos conceptuales según hábitat y hábito preferencial, talla y modo reproductivo*.

Especies	Hábitat	Hábito	Talla	Modo reproductivo
SAURIA				
Corytophanidae				
<i>Basiliscus vittatus</i> (Wiegmann, 1828)	A	D	G	O
<i>Corytophanes hernandezi</i> (Wiegmann, 1831)	A	D	M	O
Gekkonidae				
<i>Sphaerodactylus glaucus</i> (Cope, 1865)	T	N	P	O
Iguanidae				
<i>Ctenosaura pectinata</i> (Wiegmann, 1834)	A	D	G	O
<i>Iguana iguana</i> (Linnaeus, 1758)	A	D	G	O
Phrynosomatidae				
<i>Sceloporus salvini</i> (Günther, 1890)	A	D	G	O
<i>Sceloporus variabilis</i> (Wiegmann, 1834)	T	D	M	O
Polychrotidae				
<i>Anolis barkeri</i> (Schmidt, 1939)	A	D	G	O
<i>Anolis biporcatus</i> (Wiegmann, 1834)	A	D	M	O
<i>Anolis</i> sp.	A	D	G	O
<i>Anolis lemurinus</i> (Cope, 1861)	A	D	G	O
<i>Anolis pentaprion</i> (Cope, 1862)	A	D	G	O
<i>Anolis petersi</i> (Bocourt, 1873)	T	D	G	O
<i>Anolis rodriguezii</i> (Bocourt, 1873)	A	D	P	O
<i>Anolis sericeus</i> (Hallowell, 1856)	A	D	M	O
<i>Anolis unifomis</i> (Cope, 1885)	A	D	P	O
Scincidae				
<i>Eumeces sumichrasti</i> (Cope, 1866)	T	D	P	O
<i>Sphenomorphus cherriei</i> (Cope, 1893)	T	D	M	O
Teiidae				
<i>Ameiva undulata</i> (Wiegmann, 1834)	T	D	G	O
Xantusiidae				
<i>Lepidophyma tuxtlae</i> (Werler & Shannon, 1957)	T	N	M	V
SERPENTES				
Boidae				
<i>Boa constrictor</i> (Linnaeus, 1758)	T	N	G	V
Colubridae				
<i>Coniophanes bipunctatus</i> (Günther, 1858)	T	D	P	O
<i>Coniophanes fissidens</i> (Günther, 1858)	T	D	P	O
<i>Coniophanes imperialis</i> (Kennicott, 1859)	T	D	P	O
<i>Ficimia publia</i> (Cope, 1866)	T	N	P	O
<i>Imantodes cenchoa</i> (Linnaeus, 1758)	A	N	G	O
<i>Leptodeira septentrionalis</i> (Kennicott, 1859)	A	N	G	O
<i>Ninia sebae</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	F	D	P	O
<i>Oxyrhopus petola</i> (Linnaeus, 1758)	T	N	M	O
<i>Pseustes poecilonotus</i> (Günther, 1858)	T	D	G	O
<i>Stenorrhina degenhardti</i> (Berthold, 1846)	T	N	P	O
Elapidae				
<i>Micrurus diastema</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	F	N	M	O
Viperidae				
<i>Bothrops asper</i> (Garman, 1883)	T	N	G	V

* Para clasificar los reptiles por la categoría de talla se basó en la Longitud Hocico-Cloaca (LHC) reportada por Flores-Villela *et al.* 1987, Flores-Villela *et al.* 1995, Lee 1996 y Vogt 1997a,b. Las lagartijas pequeñas presentan una LHC < 45 mm, las medianas entre 46-90 mm y grandes >71mm; y las serpientes pequeñas una LHC < 500 mm, las medianas entre 501-1000 mm y las grandes > 1001 mm. Las categorías de los grupos conceptuales son las siguientes: Hábitat: A = Arborícola, T = Terrestre, F = Fosorial; Hábito: D = Diurno, N = Nocturno; Talla: G = Grande, M = Mediana, P = Pequeña; Modo Reproductivo: O = Ovívparo, V = Vivíparo.

Apéndice C. Ajuste de modelo para la riqueza de anfibios en el gradiente de distancia.

Modelo ajustado de regresión no-lineal ($R^2 = 94.43\%$, $F = 50.88$, $p = 0.005$):

$$y = -5488.55 + 0.972 * (a ** 2)$$

Donde a = gradiente de distancia potrero (a -50, -20 y -10 m del borde), borde (a 0, 10 y 20 m perpendicular al borde y hacia interior de la selva) e interior (a 50, 100 y 200 m perpendicular al borde y hacia interior de la selva).

Apéndice D. Ajuste de modelo para la riqueza de reptiles en el gradiente de distancia.

Modelo ajustado de regresión no-lineal ($R^2 = 95.1\%$, $F = 136.36$, $p < 0.001$):

$$y = -18.33 + 0.975 * (a ** 2)$$

Donde a = gradiente de distancia potrero (a -50, -20 y -10 m del borde), borde (a 0, 10 y 20 m perpendicular al borde y hacia interior de la selva) e interior (a 50, 100 y 200 m perpendicular al borde y hacia interior de la selva).

Entre los días 18 y 20 de mayo del 2004 se celebró en la Ciudad de México el simposium titulado “Conversaciones sobre diversidad: el significado de alfa, beta y gamma” organizado por CONABIO y el grupo DIVERSITAS-México, con el apoyo financiero de la Dirección de Asuntos Internacionales del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México. La celebración de esta reunión respondió a una verdadera necesidad, sentida por muchos investigadores: convocar a una parte importante de los interesados en esta temática para discutir ideas y enfrentar puntos de vista sobre lo que significan las distintas expresiones de la biodiversidad, las relaciones que tienen entre sí y la forma de medirlas. El simposio fue un éxito, tanto por las comunicaciones presentadas, como por la amplia discusión desarrollada en su seno y ello nos llevó a considerar la publicación de sus contenidos, con la ayuda de la Sociedad Entomológica Aragonesa (España), para ofrecer al mundo científico un libro que los editores creemos nuevo y original, y en español, con las contribuciones más destacadas de aquel evento.

