



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
FACULTAD DE BIOLOGÍA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD HERPETOFAUNÍSTICA EN EL SISTEMA
BORDE INTERIOR DEL BOSQUE TROPICAL SECO EN LA REGIÓN DE
CHAMELA-CUIXMALA, JALISCO, MÉXICO**

Tesis

Que como requisito para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Presenta:

BIOL. JORGE DAVID RANGEL OROZCO

Directora de tesis:

**Doctora en Ciencias Biomédicas
Irerí Suazo Ortuño**

Morelia, Michoacán, Marzo del 2014

“Hay grandeza en esta visión de la vida, que con sus diferentes fuerzas, habiéndose originado de una o pocas formas; y que, mientras este planeta ha ido girando de acuerdo a la ley de la gravedad, desde un origen tan sencillo, hayan evolucionado, y sigan haciéndolo, una infinidad de las formas más bellas y más maravillosas”

-Charles Darwin-



Agradezco el apoyo para la realización de este proyecto de investigación a:

SEP/CONACYT 2012 Proyecto 179045 "Respuesta del socio-ecosistema del bosque tropical seco de la región de Chamela al Huracán Jova: un evento catastrófico infrecuente"

También al apoyo recibido por:

La Coordinación de la Investigación Científica de la UMSNH Proyecto 2012-2013 "Efecto de borde sobre la estructura y composición del ensamblaje de anfibios y reptiles en el bosque tropical seco de Chamela, Jalisco"

CONACYT

Dedicatoria

- A mi Mamá, por apoyarme en todo momento, por los valores que me has inculcado, y porque a pesar de las circunstancias siempre luchaste para brindarme una excelente educación en el transcurso de mi vida, pero sobre todo, por ser un excelente ejemplo de vida a seguir.

Te quiero mucho Má –



- A mi abuelita Nene, porque siempre ha sido para mí como mi segunda mamá, a usted que siempre me ha recibido con los brazos abiertos ante cualquier circunstancia, porque de igual manera siempre nos ha brindado su apoyo incondicional, pero sobre todo por su

gran amor –



- A mi Papá Nel, que aunque ya no se encuentre con nosotros físicamente, siempre estará presente en mi corazón, por todo el apoyo que me brindó a lo largo de mi vida, porque en gran parte gracias a usted he llegado hasta donde estoy, por haber creído en mí hasta el último

momento -

AGRADECIMIENTOS

Primordialmente quiero agradecer a mi asesora, la Dra. Ireri Suazo Ortuño, por haberme brindado la oportunidad de ser nuevamente su tesista. A lo largo de estos años he aprendido grandes cosas de ti. Es admirable tu pasión y entrega a la investigación, pero más aún la calidad humana que te distingue. En definitiva, eres el vivo ejemplo de que aún existen personas que trabajan por amor al arte, por esto y mucho más, mil gracias Ireri.

A la Dra. Julieta Benítez Malvido, por sus valiosas aportaciones y comentarios que sirvieron para enriquecer mi trabajo de tesis, y más aún por el apoyo económico para la realización de algunas de nuestras salidas al campo.

Al Dr. Eduardo Mendoza, de igual manera gracias por sus valiosas aportaciones, sobre todo en la parte estadística de la tesis, gracias por la paciencia y el tiempo que se tomó para atendernos. Fue muy grato haberlo tenido como profesor.

Al Dr. Arnulfo Blanco, por el apoyo que me brindaste desde el inicio de la maestría, tanto dentro como fuera de clases, por tus comentarios y la ayuda en la revisión de mi documento antes del tutorial, pero sobre todo por tu amistad, muchas gracias Chino.

Al M.C. Javier Alvarado, por el apoyo brindado, por su tiempo y por los conocimientos transmitidos que sirvieron para mejorar mi proyecto de tesis, gracias profe.

A mis estimados chamecos, son muchas las cosas que escribiría para expresar mi agradecimiento y mi sentir hacia ustedes y muy poco el espacio (es que saldrá cara la impresión jaja); excelentes compañeros de tesis y amigos, un equipo de campo que es sin duda es invaluable y que merece la pena agradecimientos particulares:

Alejandro Ordoñez Ifarraguerri; contigo iniciamos esta nueva etapa, y aunque las cosas no salieron como lo esperado, fue muy grato haber compartido esos momentos en campo contigo, y aún lejos, te mantuviste presente en cada muestreo con tus mensajes de ánimo y buena vibra, gracias por todo Dude.

Nancy Lara Uribe; agradezco infinitamente tu amistad, aun y con la mala suerte que tenemos estando juntos, no cambiaría ninguno de esos momentos. Admirable que ante la adversidad te mantuviste y cumpliste con el trabajo en campo, bióloga de corazón aunque estuvieras lisiada jaja. De ahora en adelante deseo mucho éxito en tu vida, muchas gracias por todo Nana.

César Márquez Camargo; gracias porque a pesar de las circunstancias siempre nos apoyaste en campo cuando lo requerimos, por ese ejemplo de lucha al demostrar que las cosas se pueden hacer cuando uno le pone empeño, y que los obstáculos se pueden brincar siempre y cuando uno lo decida, pero sobre todo por la amistad que hemos mantenido a pesar de todo, muchas gracias Bitch.

Yunuen (Samantha) Soto Sandoval; muchas gracias por todos esos buenos ratos que pasamos en campo hija mía, gracias por medir los cinco puntos de vegetación con Nancy a pesar de todo, aun y cuando me la “recordabas” cada que terminaban, deseo también que tengas mucho éxito en el camino que te queda por recorrer en esta nueva etapa.

Jorge Marroquín Páramo; amigo de campo y tesis, buenos o malos ratos es parte de los que viven los amigos, gracias porque a pesar de las adversidades siempre nos mantuvimos como equipo, de igual manera deseo mucho éxito en tu vida en adelante Chino, gracias por todo a lo largo de estos años.

José Gil Paz Gutiérrez; uno de los chamelos iniciales que regreso para ayudarnos con el cierre de los muestreos en Chamela, fue muy grato haber compartido ese último muestreo contigo mi estimado, por la oportunidad que me brindaste al trabajar contigo después, por las charlas amenas y la amistad que me has brindado, muchas gracias Gilito.

A los nuevos integrantes Chameleros que en más de una ocasión nos acompañaron y ayudaron con el trabajo de campo: Eduardo Bucio, Rodrigo Molina, José Villanueva, Martín Sosa, debo admitir que su trabajo en campo no fue simplemente bueno, sino excelente, es notable su pasión por el campo. Gracias además por compartir momentos llenos de risas y diversión, y sobre todo por la amistad que nos brindaron.

Quiero agradecer de igual manera a cada una de las personas de la Estación de Biología de Chamela por las facilidades proporcionadas durante nuestra estancia allá. Agradezco particularmente a Doña Eva y a Doña Mago porque siempre nos consintieron en la cocina, no solo con su deliciosa comida y postres, sino por su comprensión y trato en nuestros días de descanso.

Abril, Yunuen y Betzabé, les agradezco de igual manera su apoyo, pero más que nada su amistad a lo largo de todos estos años, ya que siempre han estado ahí ayudándome, escuchándome, aconsejándome y en muchas ocasiones guiándome, muchas gracias, las quiero mucho.

Y por último pero no por ello menos importante, agradezco a mis hermanas y mi hermanillo: Fany, Ely, Alex y el pequeño Sam, por ser parte importante de mi vida y por representar la unión familiar. Gracias por llenar mi vida de grandes momentos compartidos.

ÍNDICE

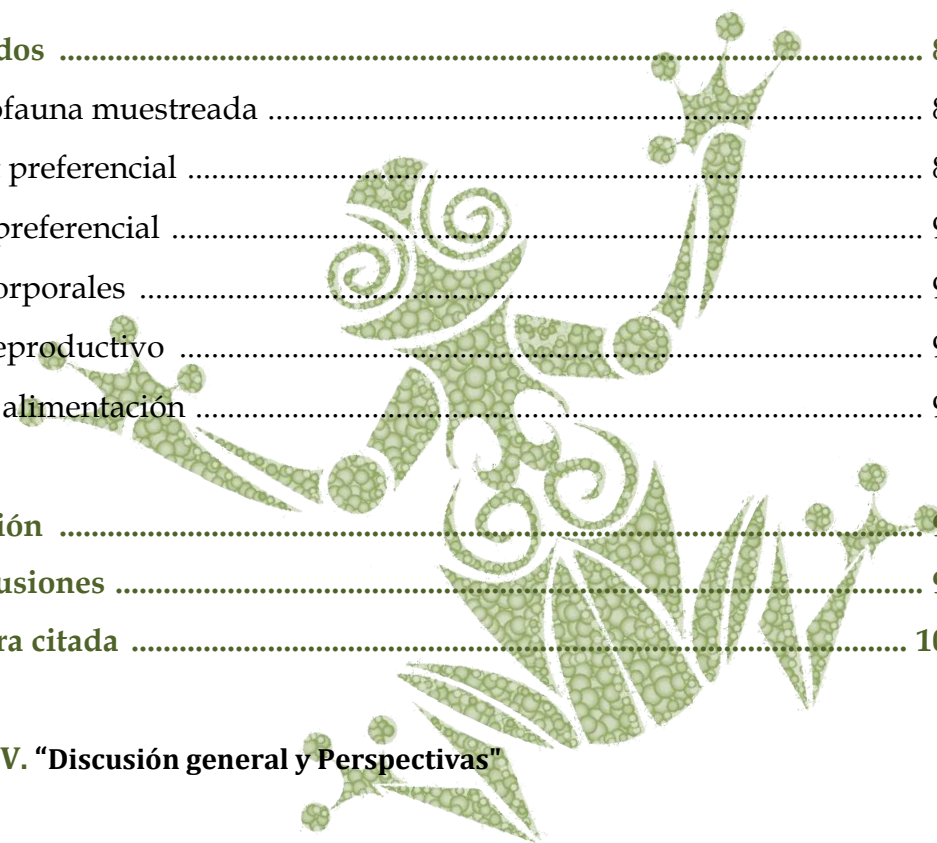
Contenido	Pg.
RESUMEN GENERAL	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
Literatura citada	8
 CAPITULO I. "Efecto de Borde: Una perspectiva y revisiones"	
 I. Introducción	13
II. Efecto de borde	14
III. El contraste entre los hábitats adyacentes	16
IV. Los efectos de borde en hábitats estacionales	18
V. Efecto de borde sobre las comunidades herpetofaunísticas.....	20
VI. Conclusiones	22
VII. Literatura citada	23
 CAPITULO II. "Efecto de borde sobre la estructura y composición de la herpetofauna del bosque tropical seco: Un contraste entre hábitats adyacentes"	
 Resumen	33
I. Introducción	34
II. Hipótesis	36
III. Objetivos	36
3.1. Objetivo general	36
3.2. Objetivos particulares.....	36
 IV. Área de estudio	37
4.1. Localización.....	37
4.2. Clima	38

4.3. Vegetación	38
4.4. Fauna	38
4.5. Hidrología	39
4.6. Actividades humanas	39
V. Métodos	40
5.1. Selección de bordes	40
5.2. Atributos del hábitat	41
5.3. Búsqueda de los ejemplares	41
5.4. Análisis estadísticos	43
VI. Resultados	45
6.1. Herpetofauna muestreada	45
6.2. Abundancia, riqueza y diversidad de herpetofauna por tratamiento	49
6.3. Estructura de la comunidad herpetofaunística	51
6.3.1. Estructura del ensamble de Anfibios	51
6.3.2. Estructura del ensamble de Lagartijas	54
6.3.3. Estructura del ensamble de Serpientes	57
6.4. Atributos del Hábitat	60
VII. Discusión	63
VIII. Conclusiones	67
IX. Literatura citada	68

CAPITULO III. "Hábitats adyacentes y efecto de borde sobre los grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles en el bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, México "

Resumen	78
I. Introducción	79
II. Hipótesis	81

III. Objetivos	81
3.1. Objetivo general	81
3.2. Objetivos particulares.....	81
IV. Área de estudio	82
V. Métodos	83
5.1. Selección de bordes	83
5.2. Búsqueda de los ejemplares	83
5.3. Atributos funcionales	84
5.4. Análisis estadísticos	85
VI. Resultados	86
6.1. Herpetofauna muestreada	86
6.2. Hábitat preferencial	88
6.3. Hábito preferencial	90
6.4. Tallas corporales	92
6.5. Modo reproductivo	94
6.6. Tipo de alimentación	95
VII. Discusión	96
VIII. Conclusiones	99
IX. Literatura citada	100
 CAPITULO IV. "Discusión general y Perspectivas"	
I. Discusión general	105
II. Perspectivas	109
III. Literatura citada	110



RESUMEN GENERAL

Actualmente la fragmentación del hábitat es una de las principales causas del declive de las especies de anfibios y reptiles. El efecto de borde es una de las principales consecuencias de la fragmentación que influye en el desplazamiento y la diversidad de especies, en la actualidad son pocos los trabajos realizados sobre el efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas, y aun así, estos trabajos evalúan el efecto de borde en bosques templados o bosques tropicales húmedos y nada se conoce sobre el efecto de borde en las comunidades que habitan el bosque tropical seco (BTS), de modo que en el presente estudio se evaluó el efecto de borde en la estructura y composición de los ensambles de anfibios y reptiles; y se exploraron cambios en los grupos funcionales de las especies herpetofaunísticas en respuesta al efecto de borde del BTS en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México en diferentes áreas de influencia de borde. Se usó un sistema de nueve parcelas permanentes que consistió en 3 parcelas de Bosque Maduro (BM), 3 parcelas en sitios de borde con influencia de vegetación perturbada (B-IVP) y 3 parcelas en sitios de borde con influencia de pastizal (B-IP). Después de 288 horas de muestreo se registraron 12 especies de anfibios y 28 especies de reptiles, de manera general la abundancia de las especies tendieron a aumentar en los sitios de BM. Aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad se puede observar que los sitios de BM son los que cuentan con mayor riqueza y diversidad de especies y estos valores disminuyen gradualmente en los sitios de borde.

Basados en la historia natural de las especies de la región, clasificamos a las especies en 5 grupos funcionales: Hábitat preferencial, hábito preferencial, tallas corporales, tipo de reproducción y tipo de alimentación. En cuanto a la preferencia de hábitat, predominaron las especies de herpetofauna arborícolas en los sitios de BM y B-IP, mientras que en los sitios de B-IVP predominaron las especies de anfibios y lagartijas terrestres. Las especies nocturnas predominaron en el ensamble de anfibios, mientras que en las lagartijas predominaron las especies diurnas, respecto al ensamble de serpientes hubo un equilibrio entre especies diurnas y nocturnas en los tres tratamientos.



Los anfibios de talla pequeña predominaron en los sitios de BM, mientras que tanto las lagartijas como las serpientes de tamaño mediano predominaron en los tres tratamientos. Respecto al modo reproductivo, las especies de anfibios de desarrollo indirecto predominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies de desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde. Todos los reptiles presentaron reproducción ovípara. En cuanto a la alimentación, en el ensamble de lagartijas predominaron las especies carnívoras, las especies de lagartijas herbívoras solo se encontraron en los sitios de BM y B-IVP. Finalmente las especies de serpientes especialistas predominaron en los sitios de BM, mientras que en los sitios de borde se encontró la misma proporción entre especies especialistas y generalistas.

En la mayoría de los casos, la riqueza de especies por grupo funcional disminuyó en los sitios de borde en relación a la matriz adyacente con respecto al BM. Los resultados de nuestro trabajo muestran que es evidente que para los BTS el tipo de matriz adyacente a los bordes es relevante para la conservación y mantenimiento de la herpetofauna y que los bordes de manera general tienen un efecto negativo tanto para los anfibios como para las lagartijas y las serpientes.

Palabras clave: Efecto de borde, herpetofauna, fragmentación del hábitat, bosque tropical seco, anfibios y reptiles.



ABSTRACT

Loss and alteration of tropical forest habitat due to deforestation, fragmentation, and land use represent a serious threat to global biodiversity. Habitat loss has direct consequences on the abundance and diversity of species because it reduces the available living space. An important consequence of habitat fragmentation is an increase in the proportion of edge habitat in the landscape; therefore forest edges have been considered one of the most extensively researched areas in ecology. Despite the expectation that amphibians and reptiles might respond strongly to edges because of physiological needs, relatively few studies have examined the edge effects in these organisms. In this study we evaluated the edge effect in the structure and composition of herpetofaunal assemblages in a dry tropical forest at the Chamela Biosphere Reserve along the Pacific coast of Jalisco, Mexico. We used a system of nine permanent plots consisting on 3 forest interior plots (with its initials in Spanish BM), 3 edge-sites influenced by disturbed vegetation plots (with its initials in Spanish B-IVP) and 3 edge-sites influenced by grassland plots (with its initials in Spanish B-IP). Overall, we recorded a total of 365 organisms representing 12 anuran, 14 lizards and 13 snakes species. Species abundance was higher at forest interiors. Even when no significant differences found; both, species richness and species diversity showed greater values in forest interiors and lower values at forest edges.

Based on the natural history of the species, we classified species in 5 functional groups: Habitat preference, activity, body size, type of reproduction and diet breadth. In terms of habitat preference, arboreal herpetofauna species were more abundant in BM and B-IP, while terrestrial amphibians and lizards species richness was higher at B-IVP. Nocturnal activity of amphibians and the diurnal activity of reptiles only reflected the natural preference of habits that these organisms own. Small amphibians were higher at forest interiors while bigger amphibians were found at the edges. Medium size and bigger reptiles were dominant in the three treatments. All amphibian species were classified as carnivores. Carnivore lizards were dominant in the three treatments while herbivores lizards were only found at BM and B-IVP. Specialist snakes were mainly



found in the BM sites; on the other hand generalist and specialist snakes were found in equal proportions at the edge sites.

In most of the cases, the richness of species by functional group diminished in the edge sites in relation with the intensity of the adjacent matrix. The results of our work not only demonstrate a clear evidence on the relevance for conservation and maintenance of the herpetofauna that lies in the edges of the adjacent matrix of BTS, but also that the edges have a general negative effect on amphibians as well on lizards and snakes.

Keywords: Edge effect, habitat fragmentation, tropical dry forest, amphibians and reptiles.



INTRODUCCIÓN GENERAL

La rápida extensión de las actividades humanas como la ganadería y la agricultura, como agentes de deforestación y cambio de uso de suelo, son los impulsores principales de la rápida desaparición de los bosques tropicales (Dirzo y García 1992, Laurence et. al 2002). De acuerdo con lo reportado en publicaciones recientes, los ritmos de deforestación en los países tropicales se han acelerado en los últimos años (Ortiz-Espejel y Toledo 1998). Se estima que el área dedicada a la agricultura en los trópicos es de alrededor del 60% del total del área original (WRI 1993, Acharya 1996). Los cambios generados a partir del desarrollo de las actividades humanas se han reflejado en la reducción y deterioro del hábitat, transformando los paisajes naturales en paisajes fragmentados e impactando de manera considerable a las poblaciones silvestres en todo el mundo (Schlaepfer et. al 2005). Los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la biota pueden ser muy variables, y dependen de multitud de factores como son: las características del taxón, la escala espacial, el tipo de hábitat, las características del paisaje, el tiempo de retardo en la respuesta de las poblaciones a la fragmentación y la aparición de sinergias entre diferentes procesos (Benítez-Malvido y Arroyo-Rodríguez 2008). Sin embargo, estos efectos no pueden ser generalizados, ya que cada especie responde de manera individual dependiendo de sus propios requerimientos (e.g. alimentación, refugio, espacio, condiciones climáticas adecuadas, etc.).

Los anfibios y reptiles presentan un alto nivel de densidad y diversidad en los bosques tropicales y juegan un papel ecológico muy importante como consumidores primarios, secundarios y depredadores (Whitfield y Donnelly 2006). En México los Bosques Tropicales Secos (BTS) albergan casi un tercio de los anfibios y reptiles registrados y un cuarto de las especies endémicas al país (Flores-Villela y Goyenechea 2003, García 2006, Ochoa-Ochoa y Flores-Villela 2006). A pesar de que los anfibios y reptiles juegan un papel importante como componentes de la diversidad biológica y como participantes en los procesos biológicos de los ecosistemas, la herpetofauna está experimentando un elevado declive de especies y poblaciones a nivel mundial (Gibbons et al. 2000, Blaustein y Kiesecker 2002, Semlitsch 2003, Lips et al. 2005, Araujo et al. 2006)



convirtiéndose en los grupos de vertebrados terrestres más amenazados por las alteraciones de hábitats causados por disturbios de origen humano como la fragmentación (Stuart et al. 2004, IUCN 2006).

Una de las consecuencias importantes de la fragmentación de los bosques es la influencia del borde sobre el desplazamiento y la diversidad de las especies (Ries et al. 2004, Harper et al. 2005), ya que éste puede alterar aspectos de la estructura, microclima, dinámica, y composición de especies de los ecosistemas fragmentados (Lovejoy et al. 1986, Laurance et al. 2002, Lehtinen et al. 2003, Ries et al. 2004). Las condiciones abióticas en el borde de los bosques fragmentados como la radiación solar, mayores fluctuaciones en la temperatura y disminución de la humedad pueden afectar directamente a los organismos (Murcia 1995, Harper et al. 2005). Particularmente el efecto de los bordes tiene un mayor impacto sobre las comunidades de anfibios y reptiles debido a sus necesidades fisiológicas; por ejemplo, los anfibios son altamente sensibles a los cambios ambientales debido a su piel permeable y su ciclo vital, ya que dependen de hábitats húmedos y cercanos a cuerpos de agua dulce para su reproducción y desarrollo (Vallan 2000, Lehtinen et al. 2003); de modo que factores como cambios en el microclima y en la estructura de la vegetación afectan la abundancia de las especies de anfibios en los bordes de los bosques fragmentados (Marsh y Pearman 1997, Schlaepfer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona et al. 2006).

El estudio del efecto de borde en bosques fragmentados es una de las temáticas más estudiadas en el ámbito de la ecología (Ries et al. 2004, Harper et al. 2005); sin embargo, estos estudios se han centrado en grupos de vertebrados como las aves y los mamíferos y desproporcionalmente se han hecho solo algunos estudios sobre la importancia del efecto de los bordes en los ensambles de anfibios y reptiles (Ries et al. 2004, Gardner et al. 2007).

A pesar de que los bordes han sido extensivamente estudiados (Ries et al. 2004, Harper et al. 2005), la definición y medición del borde genera restricciones al depender del organismo o variable estudiada y de la escala espacial de estudio (Lidiker y Peterson 1999). La percepción de un borde por un artrópodo variará mucho de la un mamífero o la de un anfibio o reptil. Por ello los efectos de bordes pueden ser específicos para una especie o aún puede ser relativo al sexo o a la edad de los animales de una misma especie (Lidicker y Peterson 1999), además de que



las mismas especies o grupos de especies pueden responder de diferente manera a los efectos de borde dependiendo del tipo de vegetación y de la matriz aledaña. En el caso de los anfibios y reptiles se ha documentado que en los bosques húmedos la riqueza de especies tiende a aumentar en el borde de la selva (Urbina-Cardona y Reynoso 2005), pero no se conoce cuál es la respuesta de este grupo de especies a los efectos de borde que se producen en el bosque tropical seco. En este proyecto de investigación se propone evaluar los efectos de borde con distintos hábitats adyacentes al bosque original en una selva tropical seca en Chamela, Jalisco, ubicada en el occidente de México. El estudio evaluará los efectos de la existencia de bordes sobre la comunidad herpetofaunística que habita este tipo de ecosistema, y constituye un acercamiento a las consecuencias que la fragmentación y modificación del hábitat pueden ocasionar sobre este grupo de especies en los ecosistemas tropicales secos del país.

LITERATURA CITADA

- Acharya, A. 1996. Forest loss continues. En: L.R. Brown, et al. Vital Signs 1996: the trends that are shaping our future. Worldwatch Institute. W. W. Norton & Company: 122-123.
- Araujo M.B, Thuiller W. y Pearson. R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728.
- Benítez-Malvido J, Arroyo-Rodríguez V. 2008. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. En: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V, Ramirez A, Almeida AA, Bonet A, Scarano FR, Consoli FL, Morales FJ, Naoki J, Costello JA, Sampaio MV, Quesada M, Morris MR, Palacios M, Ramirez N, Marcal O, Ferraz RH, Marquis RJ, Parentoni R, Rodriguez SC, Luttge U (editors). International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO, Eolss Publishers, Oxford ,UK, [<http://www.eolss.net>].
- Blaustein A.R., Kiesecker J.M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*. 5: 597-608.
- Dirzo R., y M. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neo-tropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 4-90.
- Flores-Villela, O. e I. Goyenechea. 2003. Patrones de distribución de anfibios y reptiles de México. 289-296. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía. En: J.J. Morrone y J. Llorente-Bousquets (eds). CONABIO/UNAM, México.
- García, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation* 130: 25-46.

- Gardner, T.A., Barlow, J. y Peres, C.A. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*. 138: 166–179.
- Gibbons J.W., Scott D.E., Ryan T.J., Buhlmann K.A., Tuberville T.D., Metts B.S., Greene J.L., Mills T., Leiden Y., Poppy S., Winne C.T. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* 50 (8): 653-666.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P., Chen, J., Brososky, K.D., Saunders, S., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M. y Esseen, P.A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19:768–782.
- Jellinek, S., Driscoll, D.A. y Kirkpatrick, J.B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29:294–304.
- Laurance W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Burna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16: 605-618.
- Lehtinen, R.M., Ramanamanjato, J. y Raveloarison, J.G. 2003. Edge effects and herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12:1357–1370.
- Lidicker, W.Z.J. y Peterson, J.A. 1999. Responses of small mammals to habitat edges. En: *Landscape Ecology of Small Mammals* (eds Barrett, G.W. y Peles, J.D.), pp. 211-227.
- Lips K.R., Burrowes P.A., Mendelson J.R. y Parra-Olea G. 2005. Amphibian declines in Latin America: widespread population declines, extinctions, and impacts. *Biotropica* 37:163–165.



- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R., y Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation in Amazon forests. Pp. 257-285. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. In: Soule, M.E., (ed.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- Marsh, D.M. y Pearman, P.B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in the Andean montane forest. *Conservation Biology* 11: 1323–1328.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. UNAM-CONABIO, México.
- Ortiz-Espejel B. y Toledo V.M. 1998, “Tendencias de la deforestación de la selva lacandona (Chiapas, México): El caso de las cañadas. *Interciencia*. 23(6): 319-327.
- Ries L., Fletcher R.J.J., Battin J. y Sisk T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:491–522.
- Schlaepfer M. y T. Gavin. 2001. Edge effect on lizard and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15(4): 1079-1090.
- Semlitsch R. D., Bodie J.R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17 (5): 1219-1228.

Stuart S., Chanson J., Cox, N., Young B., Rodrigues A., Fishman D. and Waller R. . 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.

Urbina-Cardona, J.N & V.H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Capítulo 15. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.) *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. CONABIO, SEA, DIVERSITAS & CONACyT. Vol. 4. Editorial Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España. Pp.191-207.

Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M. y Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*. 132: 61–75.

Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96:31–43.

Whitfield, S. M., y M. A. Donnelly. 2006. Ontogenetic and seasonal variation in the diets of a Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Journal of Tropical Ecology* 22:409–417.

World Resources Institute. 1993. *World Resources 1992-93*. Oxford University Press.

Capítulo I

Efecto de Borde: Una perspectiva y revisiones



I. INTRODUCCIÓN

La fragmentación y alteración de los hábitats produce paisajes heterogéneos en los que se mezclan fragmentos de tierra de distintos tamaños y forma, cuya composición y estructura vegetal dependen de la intensidad con la que han sido manejados (Hansson et al. 1995, Fahrig 2003, Laurance 2008). En todos los casos los fragmentos de bosque remanentes incluyen áreas de contacto entre los distintos hábitats, llamadas límites o bordes, en los que es posible describir propiedades que no se hallan al interior de los fragmentos, pero que inciden directamente en ambos hábitat. Ante la creación de un borde se generan de forma inmediata cambios en las condiciones ambientales promoviendo la permanencia de especies que toleran ambientes más secos, con temperaturas más altas y con mayor grado de exposición al viento proveniente de la matriz (Hunter 1996, Bender et al. 1998, Chen et al. 1992, Murcia 1995). Dichos cambios ocurren a diferentes distancias y magnitudes tanto en el hábitat natural como en el modificado. La identificación de la distancia a la que ocurren los efectos en este hábitat permite diferenciar el Área de Influencia de Borde (AIB) como una franja de amplitud variable que rodea los fragmentos de hábitat natural en el paisaje. Desde esta perspectiva, el paisaje donde se evalúan los efectos de borde se compone de tres elementos: el interior, la zona de borde o AIB, y el hábitat modificado. La definición y medición del borde genera restricciones al depender del organismo o variable estudiada y de la escala espacial de estudio, de tal forma que los efectos de bordes pueden ser específicos para una especie o aún puede ser relativo al sexo o a la edad de los animales de una misma especie (Lidicker y Peterson 1999, López-Barrera 2004). El objetivo de esta revisión es describir los conceptos y diferentes enfoques relacionados con el estudio sobre el efecto de borde, así como la importancia de los hábitats adyacentes para el establecimiento de las distintas comunidades animales y la importancia de este sistema para la herpetofauna en los bosques tropicales secos.

II. EFECTO DE BORDE

La fragmentación de hábitat es definida como un proceso que resulta en la transformación de extensas secciones de vegetación nativa en fragmentos de hábitat de composición heterogénea, aislados uno del otro por una matriz de hábitat antropogénico diferente al original (Fahrig 2003, Hunter 1996, Saunders et al. 1991, Wilcove 1986). Algunos autores consideran el efecto de borde como una consecuencia de la fragmentación del hábitat y coinciden en que la biota en los fragmentos está influenciada únicamente por las fuerzas opuestas de colonización y extinción (MacArthur y Wilson 1967, Gardner et al. 2007); mientras que para otros, su efecto sobre las comunidades biológicas es lo suficientemente significativo como para considerarlo un elemento importante en los hábitats fragmentados, ya que puede alterar aspectos de su estructura, microclima, dinámica, y composición de especies (Lovejoy et al. 1986, Laurance et al. 2002, Lehtinen et al. 2003, Ries et al. 2004).

El borde se define como la zona de transición entre hábitats adyacentes o como la zona de interacción entre dos comunidades vegetales estructuralmente distintas (e.g. una selva y un potrero) (Sarlov-Herlin 2001). Por su parte Morales-Mavil et al. (2001) definen el borde como un hábitat distinto que actúa como una zona de amortiguamiento entre las comunidades adyacentes. El efecto de borde es definido entonces como la variedad de fenómenos físicos y biológicos asociados con el ecotono entre los fragmentos del hábitat y la matriz circundante (Laurance 2008). Los efectos de borde en los paisajes fragmentados son notablemente diversos; de acuerdo con Murcia (1995) estos pueden ser agrupados en tres tipos: 1) Efectos Abióticos, que involucran cambios en las condiciones ambientales como resultado de la proximidad a una matriz estructuralmente distinta; 2) Efectos biológicos directos, que involucran cambios en la abundancia y distribución de las especies que están determinados por la tolerancia fisiológica de los individuos a las condiciones físicas cerca del borde; y 3) Efectos biológicos indirectos, que involucran cambios en las interacciones entre especies, como la depredación, competencia, parasitismo etc.

Por su parte Lidicker (1999) propone dos tipos generales de efectos: 1) Efecto de matriz, el cual se refiere a un cambio abrupto de la distribución de una variable que ocurre en la zona de borde. Este tipo de cambio se debe únicamente a que los hábitats adyacentes son diferentes y no genera ningún efecto de borde; y 2) Efecto de ecotono, que comprende toda la variedad de respuestas que potencialmente el borde puede presentar (positivas, negativas o mutuas), lo que genera que el borde pueda definirse como un hábitat diferente.

Los estudios del efecto de borde en bosques se enfocan principalmente a describir la composición y estructura de la vegetación a diferentes distancias a partir del borde hacia el interior del bosque (Chen et al. 1992, Lopez de Casanave et al. 1995, Jose et al. 1996, Benitez-Malvido 1998, Euskirchen et al. 2001) relacionando los patrones de vegetación con variables microclimáticas; principalmente los cambios en luz, temperatura y humedad del suelo (Williams-Linera 1990, Chen et al. 1995, Jose et al. 1996, Kapos et al. 1997). En cuanto a los estudios sobre el efecto de borde en la fauna, algunos trabajos han documentado cambios en el borde en la riqueza, composición y abundancia de especies (Pasitschniak-Arts y Messier 1998, Menzel et al. 1999, Horvath et al. 2001, Harrington et al. 2001, Wolf y Batzli 2002, Kristan III et al. 2003), mientras que otros estudios muestran que la presencia del borde afecta de igual manera los patrones de comportamiento o movimiento de los individuos (Brotons et al. 1992, Rodríguez et al. 2001, Anderson y Boutin 2002). En general, los efectos deletéreos de los bordes que se han documentado reportan mayor mortalidad de fauna o flora cerca del borde con respecto al interior del bosque (Chen et al. 1992, Mills 1995) y la consecuente reducción del área del fragmento (Harris 1988, Gascon et al. 2000).

En la actualidad el concepto de efecto borde comprende diversos mecanismos. La definición y medición del borde genera varias restricciones al depender del investigador u observador, del organismo o variable estudiada y de la escala espacial del estudio; sin embargo, es importante entender el papel del efecto de borde en los paisajes ya que estos modelos nos proveen de mejores predicciones sobre el impacto de la fragmentación en los ecosistemas y la biota, y así mismo nos permiten formular recomendaciones apropiadas para la conservación de la biodiversidad.

III. EL CONTRASTE ENTRE LOS HÁBITATS ADYACENTES

Los efectos de borde se ven influenciados no solo por las características estructurales y microclimáticas del borde, sino también por la estructura de la matriz adyacente. 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 matriz adyacente es un área extensa que rodea los parches de hábitat original y que puede llegar a convertirse en una barrera para la dispersión de plantas y animales (Wilcove et al. 1986, 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). Estudios de flujos de organismos apoyan la teoría de que cuanto menor es el contraste entre los hábitats adyacentes mayor es el flujo de organismos (Cadenasso y Pickett 2000, Cadenasso y Pickett 2001) y menor el flujo de variables físicas (Didham y Lawton 1999, Mesquita et al. 1999, Weathers et al. 2001). 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). También se ha reportado que en estos ambientes la fauna suele ser, a menudo más diversa y densa por que convergen el alimento y la cobertura que requieren diferentes especies animales, tanto de las comunidades que se entrecortan, como de los organismos que quedan confinados en el borde y que llegan a ser característicos de él (Williams 1991). 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 y Hutchings 1997, Tocher et al. 1997).

El efecto de borde en paisajes fragmentados puede estar influenciado por diferentes tipos de matriz. Matrices que difieren radicalmente en estructura y microclima del hábitat primario tienden a ser más hostiles con las especies nativas (Laurance y Bierregaard 1997, Sodhi et al. 2005); por ejemplo, los fragmentos de bosques rodeados de pastizales tienden a perder mayor número de especies que

aquellos rodeados de vegetación secundaria; se ha demostrado también que algunas especies (primates, aves y abejas específicamente) tienden a recolonizar los fragmentos a medida que crece la vegetación secundaria (Becker et al. 1991, Stouffer y Bierregaard 1995, Gilbert y Setz 2001). La matriz también puede influenciar en la naturaleza y magnitud del efecto de borde sobre los fragmentos. Fragmentos de bosque rodeados de vegetación secundaria experimentan menores cambios en su microclima (Didham and Lawton 1999) y tienden a tener menor mortalidad de árboles relacionados al borde (Mesquita et al. 1999) que aquellos fragmentos similares contiguos a pastizales. La permeabilidad de borde entonces puede modular el efecto de la fragmentación sobre especies características del bosque. Stamps et al. (1987) indicaron que los bordes abruptos (e.g. pastizales, potreros etc.) o impermeables actúan como una barrera que nunca es cruzada por organismos especializados en un hábitat o con mayor riesgo de ser consumidos en el hábitat adyacente; mientras que los bordes suaves (e.g. sitios con vegetación secundaria) funcionan como membranas permeables a los organismos emigrantes. De modo que el impacto ecológico del efecto de borde se puede reducir cuando la estructura de la matriz circundante sea similar al hábitat original (Laurance y Yensen 1991, Mesquita et al. 1999). De esta manera, el proceso de la fragmentación del hábitat y el efecto de borde como consecuencia del mismo en relación con la matriz circundante presentan una dinámica compleja, en espacio y tiempo para las comunidades naturales (Lovejoy 1999, Schlaepfer y Gavin 2001, Lehtinen et al. 2003).

IV. LOS EFECTOS DE BORDE EN HÁBITATS ESTACIONALES

Los Bosques Tropicales Secos (BTS) o Selva Baja Caducifolia son uno de los tipos de vegetación con mayor extensión en México (Rzedowski 1978). Estos bosques se caracterizan por su importancia en términos de riqueza y endemismo de especies animales y vegetales (Trejo-Vázquez y Dirzo 2000, Trejo-Vázquez 2005, García 2006); sin embargo, y a pesar de su importancia biológica, los BTS son uno los ecosistemas terrestres más amenazados (Vieira et al. 2006), debido a que han sufrido un proceso creciente de deforestación y de transformación a campos utilizados para diversas actividades antropogénicas como la ganadería y la agricultura. Estas actividades antropogénicas son la causa principal de la transformación de los ecosistemas naturales en paisajes fragmentados (Dirzo y García 1992, Laurence et. al 2002, CIFOR 2005).

Los procesos que rigen el efecto de borde en paisajes fragmentados han sido ampliamente estudiados en tipos de bosques como los bosques templados (Whitney y Runkle 1981, Palik y Murphy 1990, Matlack 1994, Wilcove 1997, Hartley 1998, Hansson 2000) y los bosques tropicales lluviosos (Williams-Linera 1990, Laurance 1991, Laurance et al. 1998, Rodrigues 1998, Williams-Linera et al. 1998, Laurance et al. 2006). Estos estudios han demostrado que las condiciones microclimáticas y edáficas del borde son generalmente diferentes a las del interior del bosque; indicando que los bordes son sitios que presentan mayor temperatura, mayor velocidad de viento y menor humedad en comparación con el interior del bosque (Williams-Linera et al. 1998, Rodrigues 1998, Didham y Lawton 1999, Davies-Colley et al. 2000, Gehlhausen et al. 2000, Delgado et al. 2007, Pohlman 2009). Sin embargo, estos conocimientos no son directamente aplicables a los BTS debido a las diferencias en la estructura (altura de los árboles, área basal y densidad), riqueza y estacionalidad entre estos bosques y el BTS, de modo que se esperaría que el efecto de borde en el BTS pudiera ser diferente a los efectos de borde reportados para otros tipos de bosques.

En general se conoce muy poco sobre la dinámica de los bordes y su efecto sobre las comunidades animales y vegetales en el BTS (Crowley 2012). Trabajos realizados sobre el efecto de borde en este tipo de bosques reportan un ligero efecto de borde sobre comunidades arbóreas o un efecto diferencial en la

supervivencia de individuos a diferentes distancias del borde (Bonesso y Scariot 2011, Nava-Cruz et al. 2007). Sin embargo, estos estudios se han centrado en comunidades vegetales, y nada se conoce sobre el efecto de borde en las comunidades animales que habitan este tipo de hábitats estacionales.

Algunos trabajos han demostrado un efecto de borde estacional sobre comunidades herpetofaunísticas; por ejemplo, Schlaepfer y Gavin (2000) reportaron que algunas especies de lagartijas prefieren los bordes en la época de secas, más sin embargo, las abundancias tanto de lagartijas como de anfibios se incrementan hacia el interior del bosque en cuanto inicia la temporada de lluvias. Por su parte Lehtinen et. al (2003) reportaron que algunas especies de anfibios y lagartijas evitan los bordes de los bosques durante la época de secas. Estos trabajos son un acercamiento que dan una idea sobre la respuesta de la herpetofauna en hábitats estacionales. Aun así es necesario el diseño de experimentos que permitan conocer a detalle el efecto de borde sobre las comunidades de anfibios y reptiles que habitan el BTS.

V. EFECTO DE BORDE SOBRE LAS COMUNIDADES HERPETOFAUNÍSTICAS

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, 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 y Smith 2003). La fragmentación del hábitat afecta de mayor manera a la herpetofauna cuando la matriz resultante presenta baja estructura en complejidad y heterogeneidad vegetal (e.g. potreros o monocultivos), debido a que limita la dispersión de las especies e incrementa los efectos de borde afectando drásticamente la dinámica temporal de los fragmentos (Gascon et al. 1999, Laurance 2002).

Debido a su condición ectotérmica y sus necesidades fisiológicas los anfibios y reptiles pueden verse mayormente afectados a la presencia de un borde (Vallan 2000, Lehtinen et al. 2003); y considerando que los anfibios son menos tolerantes a altas temperaturas y por ende más propensos a la desecación que los reptiles se esperaría también que los anfibios fueran más vulnerables a la presencia de un borde que los reptiles; esto debido a que se ha reportado que los bordes de los bosques fragmentados tienden a ser sitios con más viento, más soleados y más áridos que el interior del bosque (Ferreira y Laurence 1997, Kapos et al. 1997). Estudios han demostrado que especies de anfibios se ven negativamente afectadas por los bordes, principalmente por cambios en el microclima y la estructura de la vegetación (Marsh y Pearman 1997, deMaynadier y Hunter 1998, Gibbs 1998, Schaeffer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona et al. 2006); sin embargo, hasta ahora no se ha encontrado evidencia contundente del efecto de borde sobre estas comunidades. Por ejemplo Gascon (1993), Biek et al. (2002) y Toral et al. (2002) no reportan efectos de borde sobre las comunidades de anfibios, mientras que DeMaynadier y Hunter (1995) sólo

registraron un débil efecto, distinguiendo entre especies de anfibios que evaden los bordes y especies que los prefieren.

Por otra parte se ha documentado también que los bordes pueden llegar a ser benéficos para ciertas especies de anfibios y reptiles siempre y cuando estos les provean mejores oportunidades reproductivas y de forrajeo o menores rangos de depredación y parasitismo (Gascon 1993, Pearman 1997). Por ejemplo, Urbina-Cardona y Reynoso (2005) y Urbina-Cardona et al. (2006) encontraron un aumento en la riqueza de anfibios y reptiles en el borde en comparación con el interior de la selva tropical, aunque hacia el interior incrementaron las especies de reptiles arborícolas y aquellos de tamaño grande, así como de anfibios pequeños con desarrollo directo y con preferencia por hábitats fosoriales y arborícolas.

En general, los estudios sobre el efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas se han centrado en especies de hábitats templados y lluviosos, lo que es poco significativo para las especies de anfibios y reptiles que habitan el BTS. La alta degradación y fragmentación a la que están actualmente sujetos los BTS hace que sea urgente el entendimiento de sus impactos sobre las comunidades del bosque; y considerando que en la actualidad la herpetofauna está enfrentando un declive en sus poblaciones y especies a nivel mundial, es necesario generar conocimientos sobre la respuesta de estos organismos a la fragmentación de su hábitat. Por lo que el presente estudio pretende evaluar el efecto de borde en la estructura, diversidad y composición de los ensambles de anfibios y reptiles del Bosque Tropical Seco en dos áreas distintas de influencia de borde.

VI. CONCLUSIONES

En la actualidad, el desarrollo de las actividades humanas como la ganadería y la agricultura como agentes de deforestación y cambio de uso de suelo están provocando la rápida reducción y deterioro de los ecosistemas tropicales, transformando los paisajes naturales en paisajes fragmentados e impactando de manera considerable a las poblaciones silvestres en todo el mundo. Los fragmentos de bosque remanentes incluyen áreas de contacto entre los distintos hábitats, llamadas límites o bordes, en los que es posible describir propiedades que no se hallan al interior de los fragmentos, pero que inciden directamente en ambos hábitats. El borde se define como la zona de interacción entre dos comunidades vegetales estructuralmente distintas; podemos definir entonces al efecto de borde como la variedad de fenómenos físicos y biológicos asociados con el ecotono entre los fragmentos del hábitat. Sin duda alguna el efecto de borde es una de las temáticas más estudiadas en el ámbito de la ecología. Los efectos de los bordes que se han documentado reportan mayor mortalidad de fauna o flora cerca del borde con respecto al interior del bosque. En cuanto a herpetofauna respecta, son pocos los estudios que han evaluado el efecto de borde en este grupo de vertebrados, los estudios existentes abordan el efecto de borde en tipos de vegetación como los bosques templados y los bosques tropicales húmedos, los resultados de estos estudios pueden ser poco significativos para las especies de anfibios y reptiles que habitan el BTS debido a las diferencias en la estructura, riqueza y estacionalidad entre estos bosques y otros tipos de bosques. De modo que el presente estudio será el primer trabajo que evalúe la respuesta de las especies de anfibios y reptiles a la presencia de un borde en el bosque tropical seco en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.

VII. LITERATURA CITADA

- Becker, P., Moure, J.B. y Peralta, F.J.A. 1991. More about euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*. 23: 586-591.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Biek, R., L. S. Mills, y R. B. Bury. 2002. Terrestrial and stream amphibians across clearcut-forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76: 129-140.
- Brown, K. S. y 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.
- Cadenasso, M. L. y Pickett, S. T. A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology*. 88: 31-44.
- Cadenasso, M. L. y Pickett, S. T. A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*. 15: 91-97.
- Chen, J., Franklin, J. F. y Spies, T. A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-Fir forests. *Ecological Applications* 2: 387-396.
- CIFOR. 2005. *State of the World's Forests*. FAO
- Crowley, B. E., McGoogan K. C. y Lehman, S. M. 2012. Edge Effects on Foliar Stable Isotope Values in a Madagascan Tropical Dry Forest. *PLoS ONE* 7(9): e44538. doi:10.1371/journal.pone.0044538.

- Crump, M. L. 2003. Conservation of amphibians in the New World tropics. En: Semlitsch, R.D. (edt.) Amphibian Conservation. Smithsonian Institution. USA, pp. 53-69.
- DeMaynadier, P. G., y M. L. Hunter Jr. 2000. Road effects on amphibian movements in a forested landscape. *Natural Areas Journal* 20 (1): 56-65.
- Didham, R. K. y Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.
- Dirzo R., y M. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neo-tropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 4-90.
- Dodd, Jr., C. K. y 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.
- Euskirchen, E. S., Chen, J. y Bi, R. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 148: 93-108.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.
- García, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation* 130: 25-46.
- Gardner, T.A., J. Barlow, y C. A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166-179.

- Gascon, C. 1993. Breeding habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. *Biodiversity and Conservation*, 2: 438-444.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R.O. Bierregard, J. R. Malcom, P. C. Stouffer, H. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229.
- Gascon, C., Williamson, G. B. y Da Fonseca, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356-1358.
- 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 y 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.
- Gilbert, K.A. y Setz, E., 2001. Primates in a fragmented landscape: six species in central Amazonia. In: Bierregaard, R.O., Gascon, C, Lovejoy, T.E., Mesquita, R. (Eds.), *Lessons from Amazonia: Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, pp. 262-270.
- Hansson, L. 2000. Edge structures and edge effects on plants and birds in ancient oak-hazel woodlands. *Landscape and Urban Planning*, 46(4): 203-207.
- Harris, L. D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology*, 2: 330-332.
- Hartley, M.J. y Hunter, M.L. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12: 465-469.

- Hunter M. 1996. Habitat degradation and loss. In: Hunter, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, pp.179-190.
- Hunter, M. 1996. Habitat degradation and loss. In: Hunter, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, pp.179-190.
- Jose, S., Andrew, R. G., George, S. J. y Kumar, B. M. 1996. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management* 87: 51-62.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L. y Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia.
- Laurance W. F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Burna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16: 605-618.
- Laurance, W. F, Ferreira, V. L., Rankin-de Merona M. J. y Laurence, G. S. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*. 79(6): 2032-2040.
- Laurance, W. F. 1991. Edge effect in tropical forest fragments application of a model for the design of nature reserves. *Biological conservation*. 57(2): 205-219.
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, 69: 23-32.
- Laurance, W. F. 1999. Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, 91: 101-107.

- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- Laurance, W. F., Nascimento H. E., Laurance S. G., Andrade A. C., Fearnside P. M., Ribeiro J. E. y Capretz, R. L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*. 87: 469-482.
- Laurance, W.E. y Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. 55: 77-92.
- Laurance, W.E y Bierregaard, R.O. 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lehtinen, R.M., Ramanamanjato, J. y Raveloarison, J.G. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12:1357-1370.
- Lidicker, W. Z. J. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14: 333-343.
- Lopez de Casanave, J., Pelotto, J. P. y Protomastro, J. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 72: 61-69.
- Lovejoy, T. 1999. Preface. *Biological Conservation*. 91: 99.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R., y Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation in Amazon forests. Pp. 257-285. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. In: Soule, M.E., (ed.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.

- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. *Journal of Ecology*. 82(1): 113–123.
- Mesquita, R. C. G., Delamonica, P. y Laurance, W. F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Mills, L. S. 1995. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. *Conservation Biology* 9: 395-402.
- Morales-Mávil, J.E., Hernández, G.M. y Bravo, M.O. 2001. Biomasa de reptiles en un borde de selva de la region de los Tuxtlas, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*. 3(002): 25-30.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.
- Palik, B. J. y Murphy, P. G. Disturbance versus edge effects in Sugar-Maple/Beech forest fragments. 1990. *Forest Ecology and Management*. 32(2-4): 187-202.
- Ries L., Fletcher R.J.J., Battin J. y Sisk T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:491–522.
- Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. *NUMERO DE FOLHAS (Tese PhD)* - Harvard University, Cambridge.
- 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 y 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.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D.F. 4332pp.

Sarlov-Herlin, I. 2001. Approaches to forest edges as dynamics structures and functional concepts. *Landscape Research*. 26: 27-43.

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

Schlaepfer M. y T. Gavin. 2001. Edge effect on lizard and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15(4): 1079-1090.

Semlitsch, R. D. (ed.). 2003. Amphibian Conservation. Smithsonian Institution, USA.

Sodhi, N.S., Koh, L.P., Prawiradilaga, D.M., Tinulele, D.I., Dargano, I., Putra, O. y Tan, H. 2005. Land use and conservation value for forest birds in Central Sulawesi (Indonesia). *Biological Conservation*. 122: 547-558.

Stamps J. A., Buechner M. y Krishman V. V. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*. 129: 533-552.

Stouffer, P.C. y Bierregaard, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*. 76: 2429-2445.

Tocher, M., C. Gascon y 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.

Toral, E., P. Feisinger, y M. L. Crump. 2002. Frogs and a cloud-forest edge in Ecuador. *Conservation Biology* 16: 735-744.



- Trejo-Vázquez, I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México, pp 111-122. Sobre biodiversidad: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma: En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds). Monografías Tercer Milenio Vol. 4 Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.
- Trejo-Vázquez, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Urbina-Cardona, J.N. y V.H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Pp. 191-207. Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma, Vol. 4. In: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.). Monografías Tercer Milenio Vol.4 Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.
- Urbina-Cardona, J.N., M. Olivares-Pérez, y V.H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132: 61-75.
- Vieira, D. L. M. y Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1):11-20.
- Weathers, K. C., Cadenasso, M. L. y Pickett, S. T. A. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15: 1506-1514.
- Whitney, G. G. y Runkle, J. R. 1981. Edge versus age effects in the development of a beech-maple forest. *Oikos*. 37: 377-381.
- Wilcove, D. S, C. H. Mclellan y A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E. (ed.) *Conservation Biology*. USA, pp 237-256.

- Wilcove, D.S., Mclellan, C. y Dobson, A. 1997. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Goudie A, editor. The human impact reader: Readings and case studies. Malden, MA: Wiley-Blackwell. pp 237–256.
- Williams, G. 1991. Los bordes de selvas y bosques. *Ciencia y Desarrollo* 17(97):65-71.
- Williams-Linera, G. 1990. Origin and development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica*. 22(3): 235-241.
- Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V., Garcia-Zurita, M. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology*. 12(5): 1091-1102.
- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.



CAPITULO II

Efecto de borde sobre la estructura y composición de
la herpetofauna del bosque tropical seco:
Un contraste entre habitats adyacentes



RESUMEN

Actualmente los bosques tropicales secos (BTS) son uno de los ecosistemas terrestres más amenazados, la principal causa de la pérdida de estos bosques es la fragmentación del paisaje debido a actividades antropogénicas como la ganadería y la agricultura. En México los BTS albergan casi un tercio de las especies de anfibios y reptiles y un cuarto de las especies endémicas al país; sin embargo, se sabe que actualmente la fragmentación del hábitat es una de las principales causas del declive de las especies de anfibios y reptiles. El efecto de borde es una de las principales consecuencias de la fragmentación que influye en el desplazamiento y la diversidad de especies, así mismo es una de las temáticas más estudiadas en el ámbito de la ecología; sin embargo, son pocos los trabajos realizados sobre el efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas, y aun así, estos trabajos evalúan el efecto de borde en bosques templados o bosques tropicales húmedos y nada se conoce sobre el efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas que habitan el BTS, de modo que el objetivo de este capítulo fue evaluar el efecto de borde en la estructura y composición de los ensambles de anfibios y reptiles del BTS en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México en diferentes áreas de influencia de borde. Se usó un sistema de nueve parcelas permanentes que consistió en 3 parcelas de Bosque Maduro (BM), 3 parcelas en sitios de borde con influencia de vegetación perturbada (B-IVP) y 3 parcelas en sitios de borde con influencia de pastizal (B-IP). Después de 288 horas de muestreo se registraron 12 especies de anfibios y 28 especies de reptiles, de manera general la abundancia de las especies tendió a aumentar en los sitios de BM. Aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad se puede observar que los sitios de BM son los que cuentan con mayor riqueza y diversidad de especies y estos valores disminuyen gradualmente en los sitios de borde. Los resultados sugieren que el efecto de borde en este estudio puede estar influenciado por el tipo de matriz, se ha documentado que los fragmentos de bosques rodeados de pastizales tienden a perder mayor número de especies que aquellos rodeados de vegetación secundaria, de modo que matrices que difieren radicalmente en estructura y microclima del hábitat primario tienden a ser más hostiles con las especies nativas.

I. INTRODUCCIÓN

La fragmentación del hábitat es un proceso que afecta de manera diferencial la diversidad biológica, ya sea facilitando o condicionando el desarrollo de los organismos por espacio, competencia, depredación, etc. (Baldwin et. al 2004). La fragmentación implica una reducción de la cantidad total de hábitat original en el paisaje. Adicionalmente, implica que el hábitat remanente se encuentre dividido en fragmentos de varios tamaños, formas y grados de aislamiento inmersos en una matriz de hábitat modificado (Laurance 2008). El paisaje se fragmenta a diferentes escalas para diferentes especies, dependiendo de las barreras de la matriz ambiental (ambiente modificado entre los fragmentos) para el movimiento y dispersión de los individuos (Wind 2000). Las consecuencias de la fragmentación van más allá de la pérdida de especies. Involucra efectos del borde y de la matriz, que determinan la manera como el fragmento evoluciona luego de la perturbación (Gascon y Lovejoy 1998). Estos efectos pueden ser atribuidos a cambios en los patrones de hábitat y, de manera independiente, a la pérdida de hábitat (Fahrig 2003). La manera como las especies responden frente a los disturbios del hábitat depende de su habilidad de adaptación y características poblacionales (Hunter 1996).

Actualmente se sabe que la destrucción y deterioro del hábitat es una de las mayores amenazas para la supervivencia de las poblaciones de anfibios y reptiles (Rueda 1999, Young et al. 2001, Crump 2003). El efecto que diversas amenazas tienen sobre la herpetofauna puede ser atenuado o intensificado por las características particulares que cada uno de estos linajes presenta; por ejemplo, la reducida movilidad, una tolerancia fisiológica estrecha y la piel delgada y altamente permeable de los anfibios (una característica a la que frecuentemente se asocia la sensibilidad ambiental de este grupo a sustancias tóxicas tanto en el medio acuático como terrestre, Vitt et al. 1990) magnifican los efectos de la pérdida y modificación del hábitat (Sinsch 1990; Findlay y Houlahan 1997; Gibbs 1998; DeMaynadier y Hunter 2000; Semlitsch 2000; Houlahan y Findlay 2003; Bowne y Bowers 2004), mientras que en los reptiles la modificación del hábitat puede tener efectos negativos o positivos dependiendo de la movilidad y tamaño del ámbito hogareño de las especies o de sus rangos de tolerancia fisiológica

(Buhlmann 1995; Burke y Gibbons 1995; Dorcas et al. 1998). Estudios sobre el efecto de borde en este grupo de vertebrados reportan un efecto diferencial para cada ensamble; por ejemplo, especies que prefieren los bordes y especies que los evaden, o un ligero efecto de borde con respecto al hábitat original (Schlaepfer y Gavin 2000, DeMaynadier y Hunter 1995) sin embargo estos estudios han sido realizados en bosques tropicales lluviosos o bosques templados, lo que puede ser poco significativo para las especies del BTS, considerando que está documentado que los sitios de borde tienden a ser sitios con mayor temperatura y menor humedad (Gehlhausen et al. 2000, Delgado et al. 2007, Pohlman 2009) y dada las necesidades fisiológicas y su condición ectotérmica se esperaría que las especies de anfibios y reptiles que habitan el BTS fueran más sensibles a la presencia de un borde en este hábitat de marcada estacionalidad.

Dada la creciente fragmentación de las selvas, es necesario estudiar las relaciones entre los remanentes de vegetación, para lo cual es necesario conocer la dinámica de los bordes y sus efectos sobre la diversidad de los bosques tropicales (Morales-Mávila et al. 2001). El nivel de heterogeneidad y el grado de contraste entre hábitats (bordes suaves o abruptos) en paisajes forestales determinará la capacidad de recuperación del bosque, la penetración de los efectos de borde y la capacidad de las especies de animales de adaptarse y moverse dentro de distintos hábitats perturbados (López-Barrera 2004). El conocimiento generado a partir de los estudios del efecto de borde es básico para establecer estrategias de recuperación de hábitats o estimar el impacto de la fragmentación en la persistencia de especies especialistas de los bosques (López-Barrera 2004).

Es importante entender la respuesta de los anfibios y reptiles en paisajes fragmentados dado que actualmente la destrucción y fragmentación de su hábitat es una de las causas principales del declive de estos organismos (Sarre et al. 1995, Young et al. 2001, Crump 2003). Debido a su moderada movilidad, los anfibios y reptiles son organismos ideales para evaluar temporal y espacialmente los efectos de borde en paisajes fragmentados (Schlaepfer y Gavin 2001); de modo que en el presente capítulo se evalúa el efecto de borde sobre la estructura y composición de la herpetofauna del bosque tropical seco de la región de Chamela, Jalisco, México en diferentes áreas de influencia de borde.

II. HIPÓTESIS

- Debido a la condición ectotérmica de la herpetofauna y dado que se ha documentado que en los sitios de borde existen mayor temperatura y menor humedad se espera que la abundancia, riqueza y diversidad de especies de anfibios y reptiles sea mayor hacia el interior del bosque conservado en comparación con los sitios con influencia de borde.
- El impacto del efecto de borde sobre la comunidad herpetofaunística será menor en el área de influencia del hábitat gradual (Acahual) en comparación con el área de influencia del hábitat abrupto (Pastizal).

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Evaluar el efecto de borde en la estructura y composición de los ensambles de anfibios y reptiles del Bosque Tropical Seco en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.

3.2 Objetivos Particulares

- Determinar cambios en la abundancia, riqueza y diversidad de especies de los ensambles de anfibios y reptiles entre el Bosque Maduro y bordes con diferentes áreas de influencia (BTS-Borde con Pastizal y BTS-Borde con Vegetación perturbada).
- Evaluar cambios en la composición de las especies entre el Bosque Maduro y bordes con diferentes áreas de influencia (BTS-Borde con Pastizal y BTS-Borde con Vegetación perturbada).

V. ÁREA DE ESTUDIO

4.1 Localización

El trabajo de campo se llevó a cabo en el municipio de La Huerta, Jalisco, México, en la Reserva de la Biosfera de Chamela. La Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala está delimitada por el río Cuitzmala al sur y el ejido de San Mateo al norte (Noguera et al. 2002). Se localiza a los 19° 30' de latitud N. y a los 105° 03' de longitud O, a menos de 2 Km. de la costa del pacifico en el kilómetro 59 de la carretera federal 200 Barra Navidad-Puerto Vallarta, Jalisco (Bullock 1988). Tiene una superficie aproximada de 13,142 ha y está formada por cuatro zonas núcleo que corresponden al 80% de su extensión y una zona de amortiguamiento de 4,934 ha. (DOF 1994); la altitud varía desde el nivel del mar hasta los 500 msnm en las lomas más altas (Gómez-Pompa 1989)(Fig 1).



Fig. 1 Ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.

4.2 Clima

El tipo de clima de la región de acuerdo a la clasificación de Köpen modificado por García (1988) es AW0i, lo que significa que se trata de un clima cálido subhúmedo (García-Oliva et al. 2002), que presenta una temperatura media anual de 24.9°C, con pocas diferencias entre las temperaturas mínimas (Bullock 1986). Existen dos estaciones bien definidas a lo largo del año, la estación de lluvias que abarca el mes de Junio al mes de Octubre y la estación de secas de Noviembre a Junio, presentándose una precipitación promedio anual de 700, pero con fluctuaciones de 400 a 1000 mm entre años secos y años húmedos (Bullock 1988).

4.3 Vegetación

Los principales tipos de vegetación presentes en el área de estudio son el bosque tropical seco o selva baja caducifolia, la selva mediana subperennifolia, la vegetación riparia, el manglar, matorral xerófilo, palmar, carrizal, cultivos y los pastizales inducidos (García y Caballos 1994).

4.4 Fauna

La diversidad de hábitats acuáticos y terrestres así como la gran heterogeneidad ambiental hacen que se encuentren representados una amplia variedad de fauna que incluyen a 554 especies de vertebrados (García y Ceballos 1994). Particularmente la herpetofauna de la región de Chamela consiste de 19 especies, 12 géneros y 5 familias de anfibios y 65 especies, 56 géneros y 22 familias de reptiles (Ramírez-Bautista 1994, García y Valtierra-Azotla a, b 1996). El número de especies registrado para la región, representa el 6.6% de anfibios, 9.1% de reptiles, y en conjunto el 8.4% de la herpetofauna de México (Smith y Smith 1993, Flores Villela 1991).

4.5 Hidrología

La región de Chamela puede ser caracterizada hidrológicamente por que los cuerpos de agua tienen un origen marino y/o fluvial. En la zona costera el agua marina penetra de forma intermitente hacia las pequeñas lagunas costeras y estuarios, llegando a ser considerable la distancia que abarca en algunas localidades. El aporte de agua dulce en la región proviene del agua drenada por los ríos, cuyo caudal aumenta en la temporada de lluvias. Este incremento también provoca la formación de pequeños lagos, estanques temporales y arroyos, al mismo tiempo que causa la apertura de barras y bocas al mar (Espinosa et al. 2002). Los ríos son de recorrido corto, los más importantes y de mayor caudal son el río de San Nicolás, el Marabasco, el Purificación, el Tomatlan, el Mascota y el Cuixmala. Los cuales se originan en las serranías cercanas. (Bullock 1986). El río Cuixmala se encuentra en la parte sureste de la Reserva. También en la parte norte de la estación encontramos el arroyo Chamela (Valenzuela 1999).

4.6 Actividades Humanas

Las principales actividades humanas de la zona son la agricultura, la ganadería y la pesca. Debido al turismo existente en la costa, los pobladores de las comunidades costeras desempeñan principalmente actividades directa o indirectamente relacionadas con esta actividad. Como los desarrollos turísticos están en constante expansión, una cantidad considerable de la gente local y de otros estados laboran temporalmente en los hoteles. En las comunidades más alejadas de la costa, los pobladores dedican mayor tiempo a la agricultura y ganadería. La cacería de subsistencia es una actividad constante en la zona. Las pequeñas comunidades que se encuentran en la sierra dependen de la cacería como complemento importante de la dieta. En la zona costera la pesca es la fuente de proteína más común y abundante (García y Ceballos 1994).

V. MÉTODOS

5.1 Selección de Bordes

En el perímetro de la Estación de Biología Chamela se delimito el área de influencia de Borde (AIB) de 20m, con base en los estudios previos sobre variables microclimáticas y de nutrientes del suelo realizados en la zona (Nava-Cruz 2006, Toledo-Aceves y García-Oliva 2008). Una vez definida esta superficie se seleccionaron dos hábitat modificados que limitaran con la selva: (1) El borde con vegetación perturbada (VP) es un borde gradual en el que la selva colinda con zonas con un dosel arbóreo, pero que se encuentra sujeto a extracción de ramas o troncos completos e introducción de ganado vacuno y (2) el borde con pastizal (P) es un borde abrupto que no presenta continuidad en el dosel arbóreo con la selva, y en el que la selva limita con superficies de cultivo de pastos forrajeros. Estos hábitats modificados se han mantenido como tales desde su creación hace 30 años, con posibles efectos biológicos secundarios en el AIB del bosque maduro.

La comparación de las AIB se efectuó con (3) el interior del BTS (BM), considerada como el área libre de los efectos de borde (i.e., hábitat testigo), situada a más de 100 m de distancia de cualquiera de los hábitats modificados, y ubicada en el interior de la Estación de Biología. Se decidió comparar borde y selva, y no cambios a diferentes distancias del borde, ya que basados en experiencias previas (Benítez-Malvido obs. Pers.), para muchas variables (humedad del suelo, estructura de la vegetación, herbivoría, luz, abundancia y diversidad de varios grupos de insectos), no se ha detectado una relación lineal entre la distancia al borde y la variable en cuestión (Murcia 1995, Didham y Lawton 1999), y en ciertos casos las respuestas son monotónicas y no cambian con la distancia al borde (Camargo y Kapos 1995, Williams-Linera et al. 1998, Toledo-Aceves y García-Oliva 2008).

5.2 Atributos del hábitat

Los atributos del hábitat y las variables microclimáticas fueron medidos por la misma persona durante todo el estudio y se realizaron después de cada búsqueda diurna. En 5 puntos aleatoriamente colocados dentro de cada parcela se midió la altura de los árboles con clinómetro. La altura de los arbustos y las herbáceas se midieron con una regla métrica. Visualmente se estimaron los estratos de dosel, contando el número de coronas de arbustos y árboles interceptando una línea vertical imaginaria. Se cuantificó el porcentaje de la apertura del dosel con un densiómetro esférico cóncavo (Densimeters Forest, Modelo C, Bartlesville, Oklahoma). En cada punto se tomó una lectura en cada una de las direcciones cardinales. De estos valores se calculó un promedio para obtener un solo valor de la apertura de dosel por cada parcela. La humedad del suelo, y la temperatura y humedad relativa del aire se midieron con un termohigrometro después de 30 segundos de exposición. Se utilizó el método de línea de intersección (Krebs 1999) para evaluar la estructura de la cobertura del suelo, incluyendo porcentaje de cobertura de los siguientes atributos: piedras, hojarasca, oquedades, ramas, raíces, tallos leñosos y arbustos, herbáceas y árboles muertos en pie (Suazo-Ortuño et al. 2008).

5.3 Búsqueda de los ejemplares

Se usó un sistema de 9 parcelas permanentes (20 X 100 m cada una) para explorar los patrones de asociación entre las especies de la comunidad herpetofaunística y el área de influencia del borde del bosque tropical seco. El sistema incluyó 3 parcelas de borde con influencia de vegetación perturbada (B-IVP), 3 parcelas de borde con influencia de pastizal (B-IP) y 3 en sitios de bosque maduro (BM) (Tabla 1). En estas parcelas se llevó a cabo el muestreo de la comunidad herpetofaunística cada dos meses durante dos años. Al interior de cada parcela se hizo una búsqueda intensiva de las especies de anfibios y reptiles. Cada parcela fue muestreada dos veces, una vez durante el día (9:30-16:00) y una vez durante la noche (21:00-04:00). Todos los muestreos se llevaron a cabo con la participación de 6 personas (las mismas durante todo el estudio) previamente capacitadas para el trabajo

herpetológico y para la identificación de especies. Para asegurar el mismo esfuerzo de búsqueda por parcela se igualó la búsqueda a la misma cantidad de tiempo (dos horas por parcela).

Tabla 1. Parcelas y Tratamientos (BM= Bosque Maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia Pastizal) del BTS de la región de Chamela, Jalisco, México.

Parcela	Tratamiento	Coordenadas geográficas		Altitud
Tejon 1	BM	19°30'34.1"	105°02'23.3"	95
Tejon 2	BM	19°30'05.9"	105°02'36.9"	92
Gargoyo	BM	19°24'16.4"	104°58'59.0"	14
Acahual 1	B-IVP	19°29'7.1"	105°02'13"	82
Acahual 2	B-IVP	19°29'14.02"	105°02'1.5"	70
Acahual 3	B-IVP	19°29'14.16"	105°01'56.5"	84
Pastizal 1	B-P	19°30'09.6"	105°03'14"	52
Pastizal 2	B-P	19°30'22.7"	105°03'23.5"	16
Pastizal 3	B-P	19°30'09.6"	105°03'14"	23

En cada parcela se buscaron visualmente los anfibios y reptiles entre la vegetación y la superficie del suelo, incluyendo la remoción de piedras, hojarasca, materia orgánica, troncos y objetos que pudieran servir de refugios para la herpetofauna. Todos los individuos encontrados fueron capturados, identificados hasta el nivel de especie, medidos y pesados. Para evitar que los individuos fueran contados más de una vez durante el estudio se marcaron antes de ser liberados. Los anfibios y lagartijas se marcaron mediante un pequeño corte en la punta de los dedos, las serpientes con cortes en las escamas ventrales y las tortugas con muescas en el carapacho. Con el objeto de que la información obtenida en cada parcela pudiera ser comparada con el resto de las parcelas, el tiempo de búsqueda en cada muestreo entre las 9 parcelas no fue mayor a 72 horas.

5.4 Análisis estadísticos

Para evaluar la influencia de la distancia geográfica sobre la composición de las especies en los diferentes tratamientos se realizó la prueba de Mantel mediante el paquete estadístico R (Smouse et. al 1986).

Para cuantificar la densidad de especies (el número de especies registradas por esfuerzo de muestreo), se usaron las curvas de acumulación de especies. La densidad de especies fue comparada con el número real esperado, estimado a través de tres índices no paramétricos: estimador basado en la abundancia (ACE); Chao2; y bootstrap (EstimateS, Colwell 2009). Para evaluar la complementariedad del muestreo se calculó el porcentaje de los valores observados de la densidad de especies con respecto a la densidad real de especies observada (Soberón y Llorente 1993).

Para evaluar las diferencias estadísticas en los valores de abundancia, riqueza y diversidad se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una sola vía utilizando el programa Data Desk 6.1, se realizaron pruebas a posteriori de Bonferroni para detectar las diferencias entre las áreas de influencia de borde (Zar 1996). Por la naturaleza de los datos (conteos) en el caso de los valores de abundancia y riqueza estos fueron transformados al logaritmo natural.

Para evaluar la asociación de la composición de especies entre las diferentes áreas de influencia de borde se realizó un análisis de correspondencia canónica utilizando el paquete estadístico R.

Para evaluar si la estructura de los ensamblajes herpetofaunísticos fue afectada por los diferentes tratamientos en el área de influencia de borde, se construyeron curvas de abundancia de especies para cada ensamblaje herpetofaunístico. Se utilizaron los datos de cada una de las tres parcelas en la misma condición y posteriormente se graficó la abundancia relativa de las especies (escala logarítmica) contra el rango de especies, de la especie más abundante a la especie más rara. Estas curvas facilitan la comparación de la información sobre la estructura y composición entre comunidades (Gotelli y Graves 1996, Magurran 2004). Para evaluar las diferencias en la pendiente de las curvas de rango abundancia se realizó un modelo de ANCOVA utilizando el paquete estadístico R.

Para evaluar patrones de recambio de las especies de anfibios y reptiles se graficó la abundancia relativa de cada especie en los diferentes tratamientos.

Para evaluar las diferencias estadísticas en los valores estructurales del hábitat se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una sola vía utilizando el programa Data Desk 6.1, se realizaron pruebas a posteriori de Bonferroni para detectar las diferencias entre las áreas de influencia de borde (Zar 1996). Por la naturaleza de los datos (porcentajes) en el caso de las variables utilizadas para evaluar la estructura de la cobertura del suelo estos fueron transformados al logaritmo natural.

Para evaluar la asociación de los tratamientos en relación a las variables ambientales (Temperaturas y Humedades) se realizó un análisis de componentes principales utilizando el paquete estadístico R.

VI. REUSLTADOS

6.1 Herpetofauna muestreada

Con un esfuerzo de muestreo de 288 horas/persona (99 horas/persona por cada tratamiento; 32 horas/persona por cada una de las 9 parcelas) se registraron 40 especies (12 especies de anfibios, 14 especies de lagartijas, 13 especies de serpientes y una especie de tortuga) y 364 individuos (Tabla 2). El 61% de los individuos se registraron en el Bosque Maduro, el 27% en el borde con vegetación perturbada y el 13% en el borde con pastizal. La composición de especies represento el 51% del total de las especies de herpetofauna que se reportan para la región (77 especies, excluyendo las especies de tortugas marinas; Ramírez-Bautista 1994). Los resultados de la prueba de Mantel indican que la distancia geográfica entre los sitios no influye en la distribución de las especies ($P=0.59$).

En general, los estimadores ACE, Chao 2 y Bootstrap reflejaron una mayor riqueza que la observada. El número de especies registrado por tratamiento tuvo una representatividad (completitud) que varió del 33 al 86% (Tabla 3). A nivel de paisaje el inventario tuvo una representatividad entre el 49 y el 84% (Tabla 3). De acuerdo con el estimador ACE la menor representatividad fue en el borde con vegetación perturbada (B-IVP) donde se registró el 33% del número de especies esperadas. El tratamiento con el mayor número de especies raras y especies exclusivas fue el bosque maduro, mientras que el tratamiento con menor número de especies raras y especies exclusivas fue el área de borde con pastizal (Tabla 3). Las curvas de acumulación de especies a nivel de paisaje no alcanzaron la asíntota, los estimadores ACE y Chao2 tendieron a sobreestimar la riqueza de especies por más del doble (Fig. 2a). A nivel de tratamientos solo en el área de borde de pastizal la mayoría de los estimadores tendieron a la asíntota (Fig. 2d), mientras que en el BM y el área de VP los estimadores no llegaron a la asíntota (Figura 2b y 2c).

Tabla 2. Número de individuos registrados por especie y tratamiento en el Bosque Tropical Seco de Chamela, Jalisco. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia Pastizal.

Grupo	Familia	Especie	BM	B-IVP	B-IP	Total
ANFIBIOS						
	Bufonidae	<i>Incilius marmoreus</i>	1	4		5
		<i>Rinbella marina</i>		1		1
	Craugastoridae	<i>Craugastor occidentalis</i>		1	1	2
	Hylidae	<i>Dendrosophus sartori</i>	1			1
		<i>Diaglena spatulata</i>	4	1	1	6
		<i>Exerodonta smaragdina</i>	7			7
		<i>Smilisca baudinii</i>		2	1	3
		<i>Smilisca fodiens</i>		1	1	2
		<i>Tlalocohyla smithii</i>	12		1	13
		Microhylidae	<i>Hypopachus ustus</i>		1	
	<i>Hypopachus variolosus</i>			1		
	Ranidae	<i>Lithobates forreri</i>		1		1
LAGARTIJOS						
	Anguidae	<i>Gerrhonotus liocephalus</i>	1			1
	Dactyloidae	<i>Anolis nebulosus</i>	63	24	25	112
	Eublepharidae	<i>Coleonyx elegans</i>	3		2	5
	Helodermatidae	<i>Heloderma horridum</i>		1		1
	Iguanidae	<i>Ctenosaura pectinata</i>	3	3		6
	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus melanorhinus</i>	5		4	9
		<i>Sceloporus utiformis</i>	39	11		50
		<i>Urosaurus bicarinatus</i>	1			1
	Phyllodactylidae	<i>Phyllodactylus lanei</i>	8	1	2	11
	Scincidae	<i>Plestiodon parvulus</i>		1		1
	Teiidae	<i>Aspidoscelis communis</i>	6	15	4	25
		<i>Aspidoscelis deppei</i>	10	3		13
		<i>Aspidoscelis lineatissima</i>	31	19		50
		<i>Holcosus undulatus</i>	13			13
SERPIENTES						
	Colubridae	<i>Leptophis diplotropis</i>	3	1		4
		<i>Drymarchon melanurus</i>		1		1
		<i>Oxybelis aeneus</i>	3	1	3	7
		<i>Tantilla bocourti</i>	1			1
		<i>Tantilla calamarina</i>		1		1
		<i>Trimorphodon biscutatus</i>			1	1
		Dipsadidae	<i>Imantodes gemmistratus</i>	1	1	
	<i>Leptodeira maculata</i>		1			1
	<i>Leptodeira uribei</i>		1			1
	<i>Dipsas gaigae</i>		1			1
	Viperidae	<i>Agkistrodon bilineatus</i>		1		1
	Xenodontidae	<i>Conophis vittatus</i>	1			1
		<i>Manolepis putnami</i>	1			1
TORTUGAS						
	Geoemydidae	<i>Rhinoclemmys rubida</i>		1		1
Total			221	98	46	365

Tabla 3. Número de especies registradas por tratamiento. Los valores corresponden al conjunto de 3 sitios por tratamiento. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia Pastizal, RO= número de especies observadas, E.E.= número de especies exclusivas, E.R. número de especies raras (1-2 individuos por categoría). El nivel de representatividad del muestreo se indica como el porcentaje de especies registrado respecto al total esperado de acuerdo con los índices no paramétricos ACE, Chao 2 y Bootstrap.

Tratamiento	RO	E.E	E.R	ACE	Chao 2	Bootstrap
BM	26	11	11	62	74	86
B-IVP	24	9	10	33	36	79
B-IP	12	1	3	65	83	83
Total	39	21	24	49	53	84

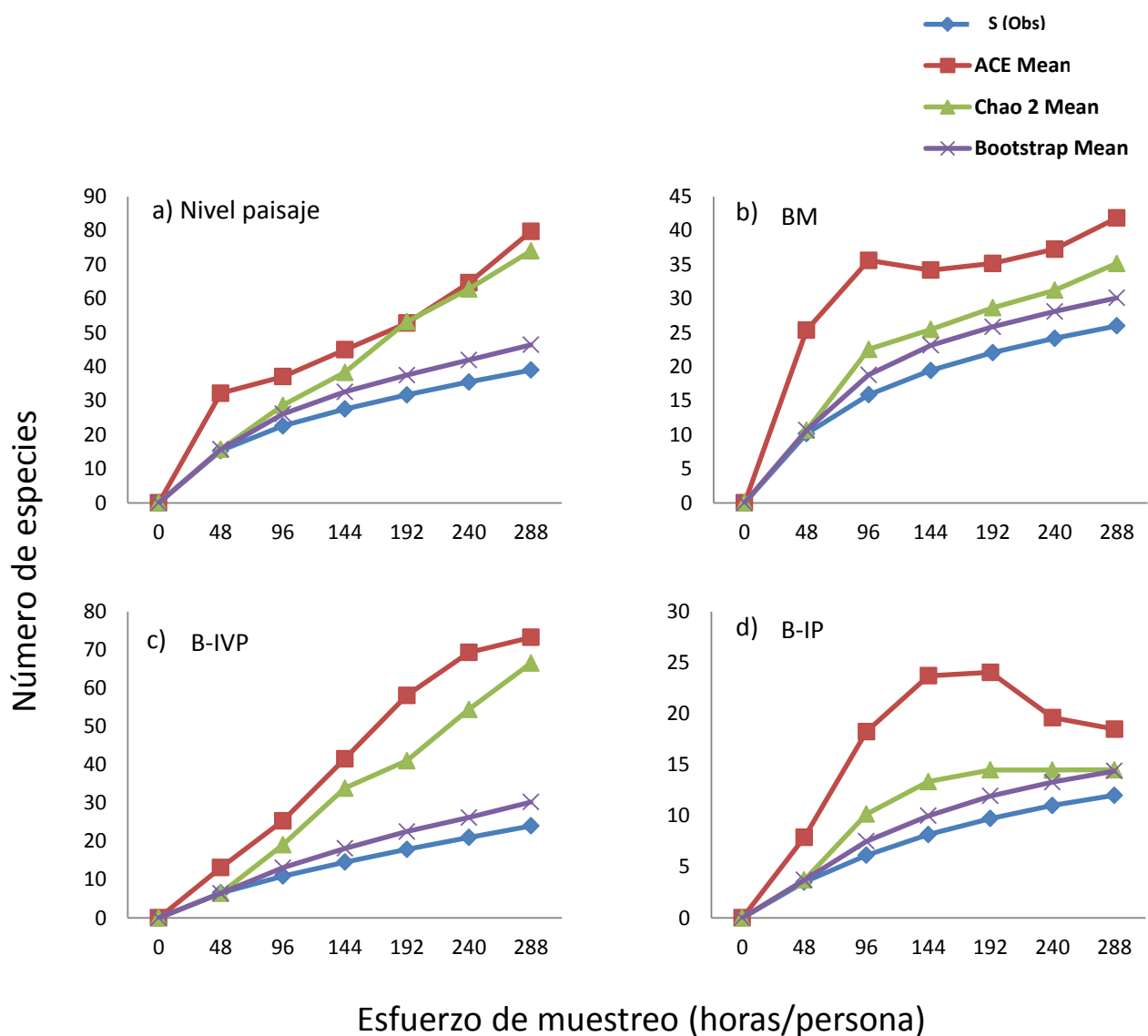


Fig. 2 Riqueza acumulada de especies de herpetofauna por periodo de muestreo en diferentes áreas de influencia de borde de la región de Chamela, Jalisco, México. S(obs)= Riqueza observada y estimadores no paramétricos (ACE, Chao 2 y Bootstrap). BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia Pastizal.

A nivel de grupos taxonómicos los estimadores ACE, Chao2 y Bootstrap también reflejaron una mayor riqueza que la observada. La representatividad del grupo de los anfibios vario del 66 al 82%, el grupo de las lagartijas del 62 al 91% y el de las serpientes del 25 al 79%. En el caso de los anfibios los estimadores de riqueza tienden a la asíntota (Fig. 3a), mientras que en el caso de las lagartijas y las serpientes solo los estimadores de Bootstrap y Chao 2 tienden a la asíntota (Fig. 2b y 2c).

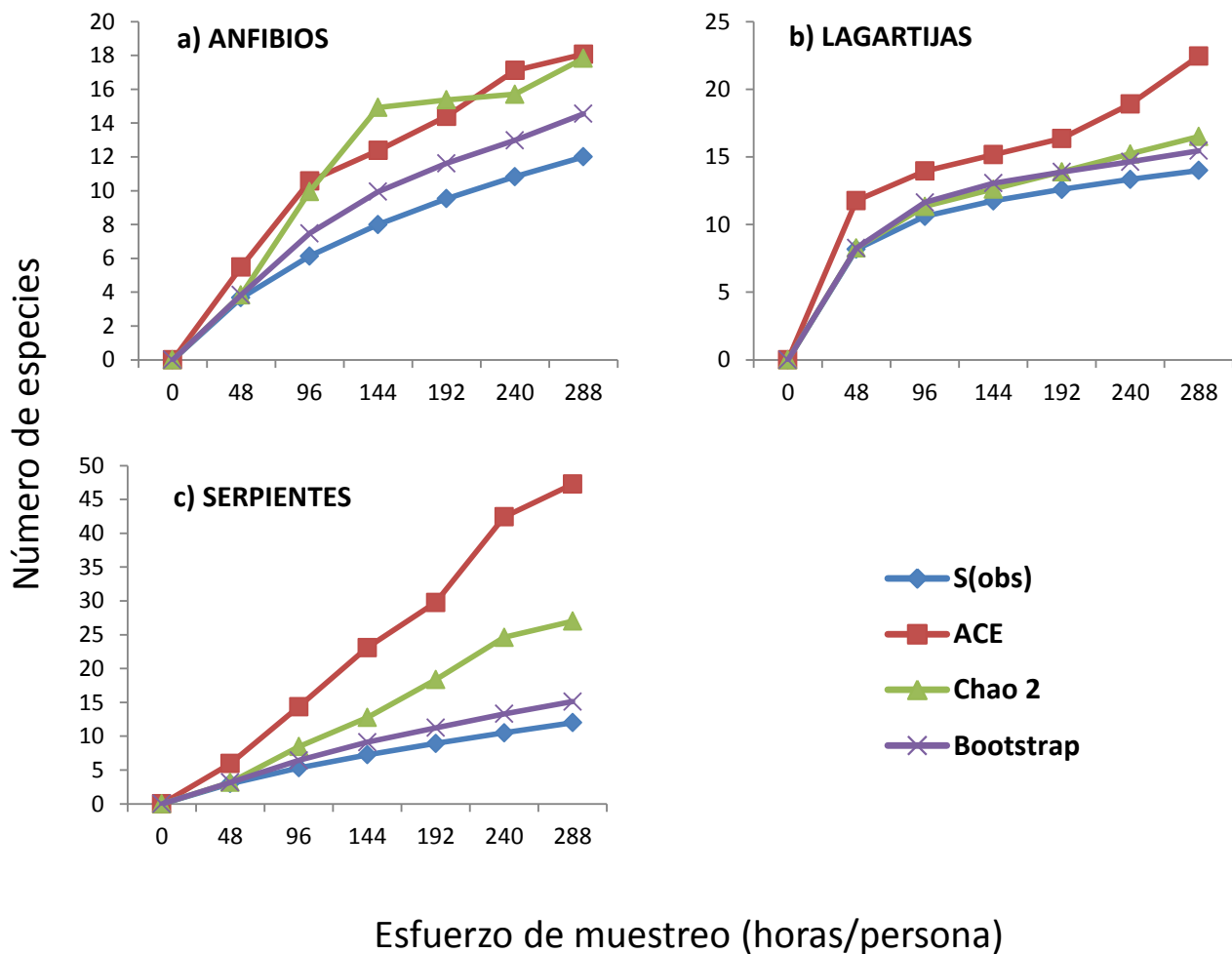


Fig. 3 Riqueza acumulada de especies por grupos taxonómicos a nivel de paisaje por periodo de muestreo en diferentes áreas de influencia de borde de la región de Chamela, Jalisco, México. S(obs)= Riqueza observada y estimadores no paramétricos (ACE, Chao 2 y Bootstrap).

6.2 Abundancia, riqueza y diversidad de herpetofauna por tratamiento

Los análisis de los modelos lineales mostraron que existen diferencias significativas en la abundancia de especies ($F_{2,6} = 31.6$, $P < 0.01$). La mayor abundancia de especies se encuentra en el bosque maduro, seguido de los sitios de borde con vegetación perturbada y finalmente los sitios con menor abundancia fueron los de borde con pastizal (Fig. 4a). En cuanto a la riqueza de especies, los resultados muestran que no hay diferencias significativas ($F_{2,6} = 3.2$, $P = 0.11$) (Fig. 4b) entre los diferentes sitios de borde y el BM. Utilizando los valores de diversidad de Shannon no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de borde y el BM ($F_{2,6} = 2.74$, $P = 0.14$) (Fig. 4c).

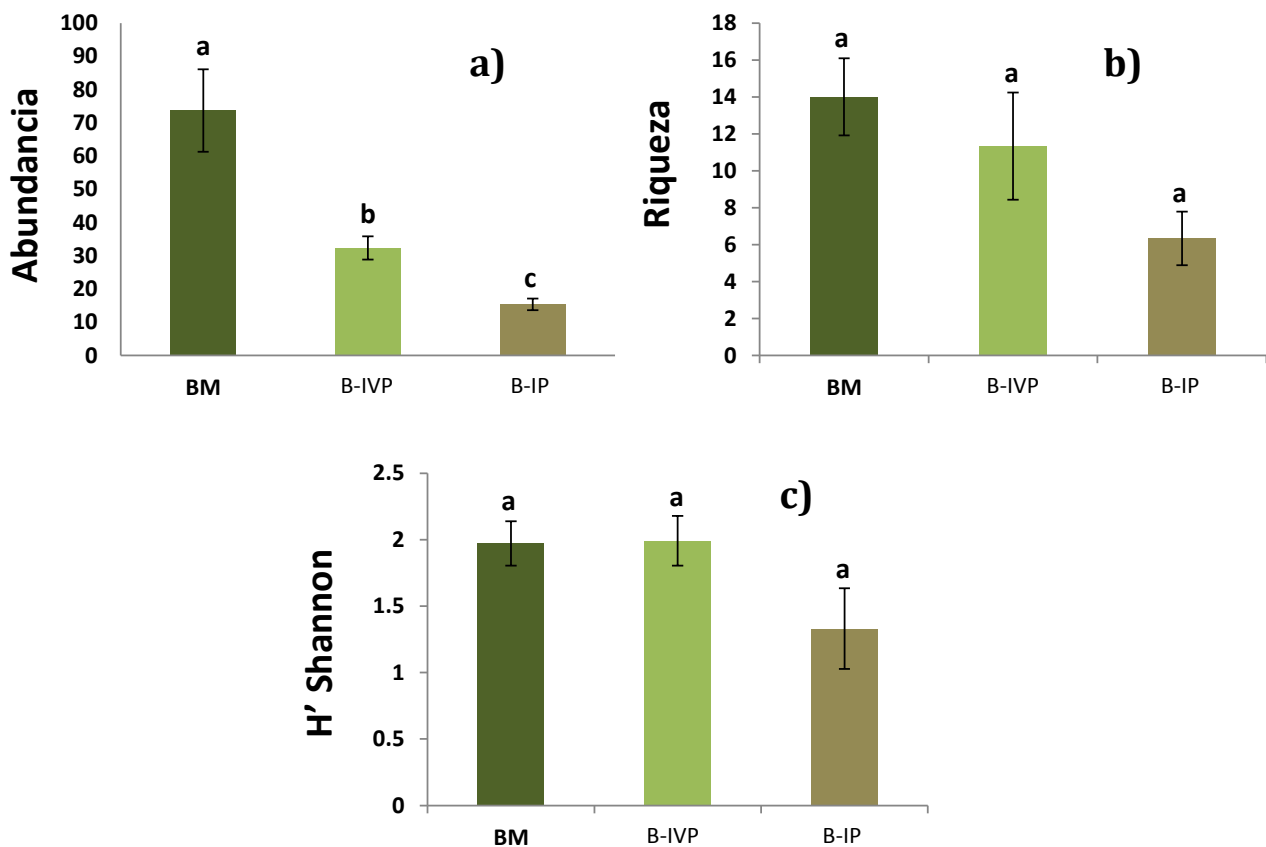


Fig. 4 Abundancia, riqueza e índice de diversidad de Shannon de lagartijas en el bosque tropical seco de Chamela, Jal., México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia Pastizal.

6.3 Estructura de la comunidad herpetofaunística

6.3.1 Estructura del ensamble de Anfibios

La estructura del ensamble de anfibios analizada con las curvas de rango-abundancia muestra cambios entre los sitios de borde y el BM en riqueza, abundancia y composición de especies (Fig. 6). Los sitios de borde con vegetación perturbada (B-IVP) son los que cuentan con el mayor número de especies (9 especies) seguido por los sitios de bosque maduro (BM) y borde con pastizal (B-IP) los cuales presentaron el mismo número de especies (5 especies). La única especie que se registró en los tres tratamientos fue *Diaglena spatulata*; sin embargo, su abundancia es mayor en los sitios de BM y disminuye en los sitios de borde. El BM cuenta con dos especies exclusivas (*Dendrosophus sartori* y *Exerodonta smaragdina*) las cuáles fueron de igual manera las especies más abundantes; por su parte los sitios de B-IVP presentaron exclusividad en cuatro especies (*Rinhello marina*, *Hypopachus ustus*, *Hypopachus variolosus* y *Lithobates forreri*), mientras que los sitios de B-IP no presentaron exclusividad de especies (Tabla 4, Fig. 6). *Incilius marmoreus* fue la especie más abundante en el área de B-IVP, mientras que para el BM esta especie fue la menos abundante y no se encontró en los sitios de borde con pastizal. Todas las especies de los sitios de B-IP presentaron un solo individuo. En general se observan dos patrones, especies que disminuyen su abundancia hacia los sitios de borde (*Diaglena spatulata* y *Tlalocohyla smithii*, Fig. 7b) y especies que aumentan su abundancia en los sitios de borde de B-IVP (*Incilius marmoreus* y *Smilisca baudinii*, Fig. 7c). Al evaluar las diferencias en las pendientes de las curvas de rango abundancia, de manera general el modelo de ANCOVA tuvo un ajuste significativo ($P < 0.001$) y de manera particular la interacción entre especies y hábitat fue altamente significativa ($P < 0.001$).

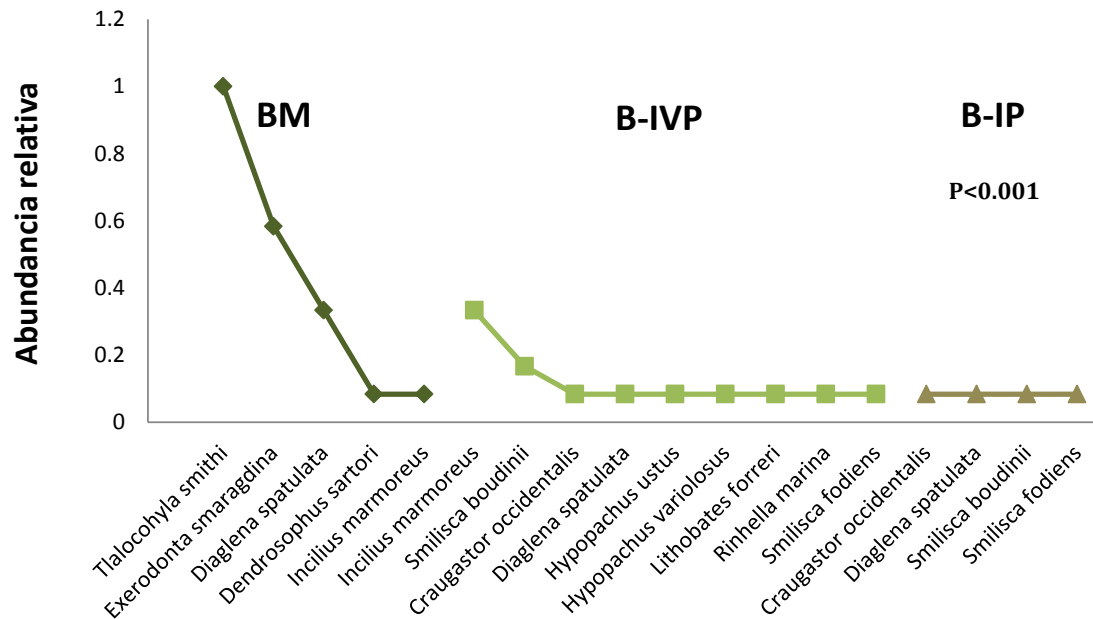
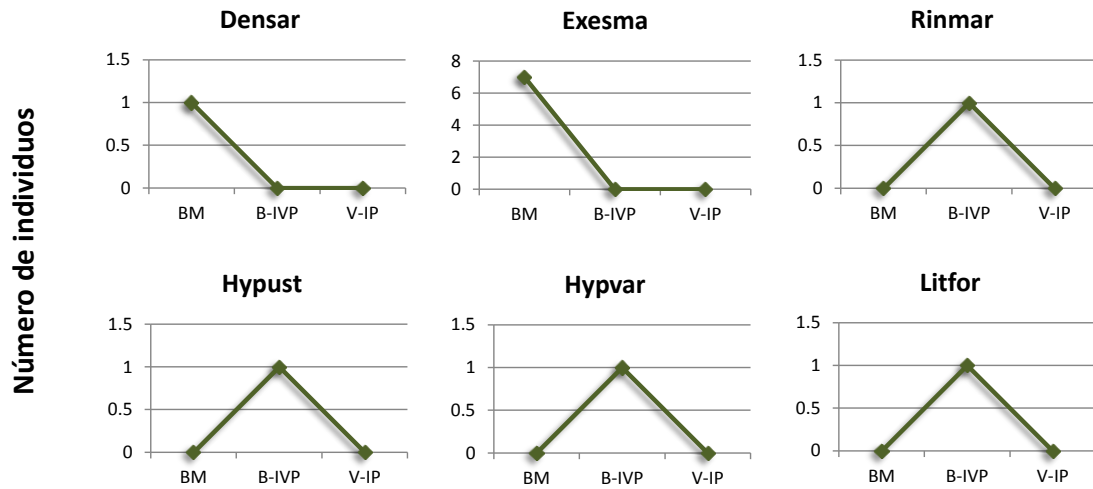


Fig. 6 Curvas de rango abundancia del ensamble de anfibios en los diferentes tratamientos. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. El modelo de ANCOVA para evaluar diferencias entre las curvas tuvo un ajuste significativo.

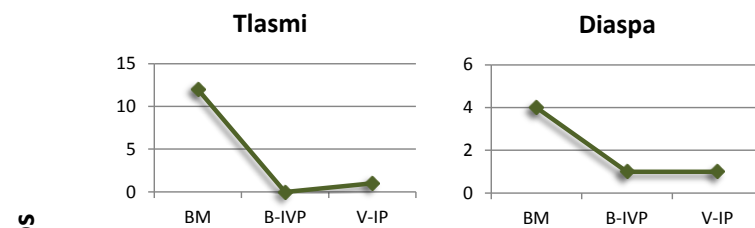
Tabla 4. Presencia y ausencia de especies de anfibios por tratamiento en la región de Chamela, Jal., México. P= presente, A=ausente, *= exclusiva al tratamiento. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

Especie/tratamiento	BM	B-IVP	B-IP
<i>Incilius marmoreus</i>	P	P	A
<i>Rinhella marina</i>	A	P*	A
<i>Craugastor occidentalis</i>	A	P	P
<i>Dendrosophus sartori</i>	P*	A	A
<i>Diaglena spatulata</i>	P	P	P
<i>Exerodonta smaragdina</i>	P*	A	A
<i>Smilisca baudinii</i>	A	P	P
<i>Smilisca fodiens</i>	A	P	P
<i>Tlalocohyla smithii</i>	P	A	P
<i>Hypopachus ustus</i>	A	P*	A
<i>Hypopachus variolosus</i>	A	P*	A
<i>Lithobates forreri</i>	A	P*	A

a) Especies exclusivas



b) Especies que disminuye su abundancia en los bordes



c) Especies que aumenta su abundancia en los bordes

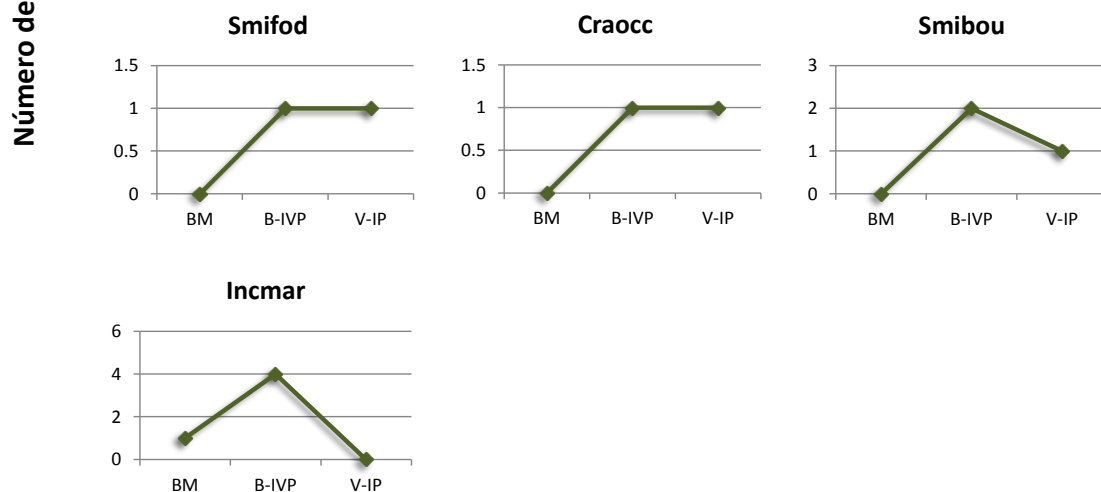


Fig. 7 Patrones de abundancia de las 12 especies de anfibios registradas a lo largo de las áreas de influencia de borde del bosque tropical seco de Chamela, Jalisco. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. Incmar= *Incilius marmoreus*, Rinmar= *Rinella marina*, Craocc= *Craugastor occidentalis*, Densar= *Dendrosophus sartori*, Diaspa= *Diaglena spatulata*, Exesma= *Exerodonta smaragdina*, Smibou= *Smilisca baudinii*, Smifod= *Smilisca fodiens*, Tlasmí= *Tlalocohyla smithii*, Hypust= *Hypopachus ustus*, Hypvar= *Hypopachus variolosus* y Litfor= *Lithobates forreri*.

6.3.2 Estructura del ensamble de Lagartijas

La estructura del ensamblaje de lagartijas analizada con las curvas de rango-abundancia muestra cambios entre los sitios de borde y el BM en abundancia y composición de especies (Fig. 8). El BM es el que cuenta con mayor número de especies de lagartijas (12 especies), seguido por los sitios de B-IVP (9 especies) y finalmente los sitios de B-IP (5 especies). El BM presentó tres especies de lagartijas exclusivas (*Gerrhonotus liocephalus*, *Urosaurus bicarinatus* y *Holcosus undulatus*), dos especies fueron exclusivas de los sitios de B-IVP (*Heloderma horridum* y *Plestiodon parvulus*) y ninguna especie de lagartija fue exclusiva los sitios de borde con pastizal (Tabla 5, Fig.8). Solo tres especies de lagartijos estuvieron presentes en los tres tratamientos (*Anolis nebulosus*, *Phyllodactylus lanei* y *Aspidoscelis communis*). La especie más abundante en los tres tratamientos fue *Anolis nebulosus*; sin embargo la abundancia de esta lagartija disminuye considerablemente en los sitios de borde.

Sceloporus utiformis es la segunda especie más abundante en el BM, sin embargo, en los sitios de B-IVP su abundancia disminuye quedando como la cuarta especie más abundante y en los sitios de borde con pastizal desaparece. En general este mismo patrón se observa con el resto de las especies compartidas entre los tratamientos, las abundancias disminuyen en relación a la intensidad de la matriz aledaña e inclusive algunas especies ya no se encuentran en los sitios de borde abrupto (B-IP) (Fig. 9b). Al evaluar las diferencias en las pendientes de las curvas de rango abundancia, de manera general el modelo de ANCOVA tuvo un ajuste significativo ($P < 0.001$); sin embargo, de manera particular la interacción entre especies y hábitat no fue significativa ($P = 0.52$).

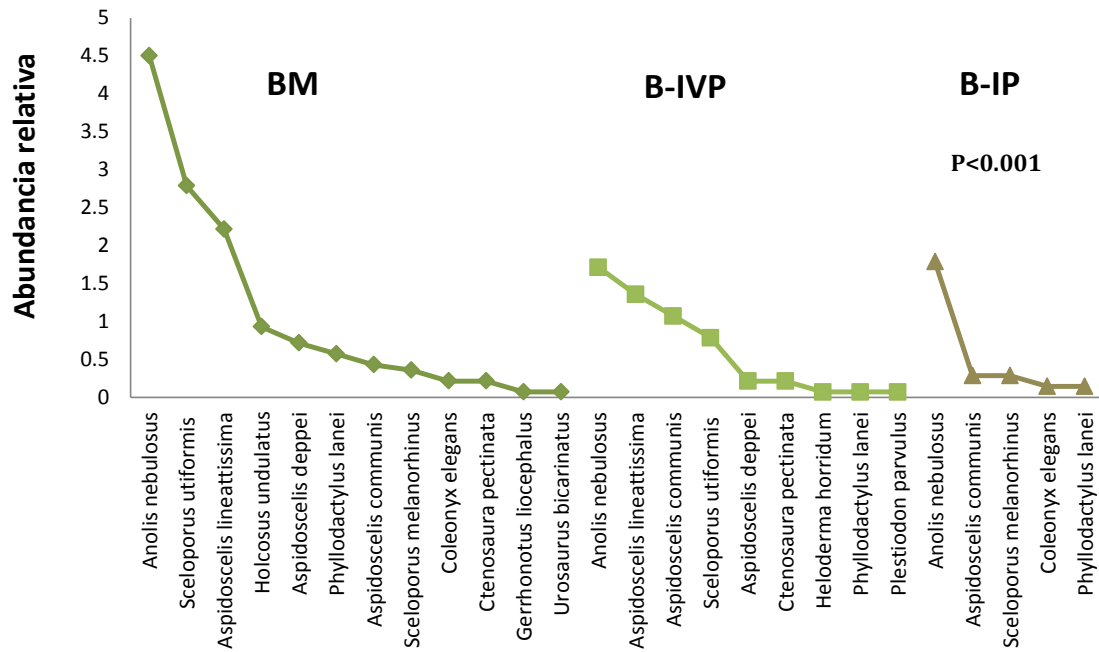
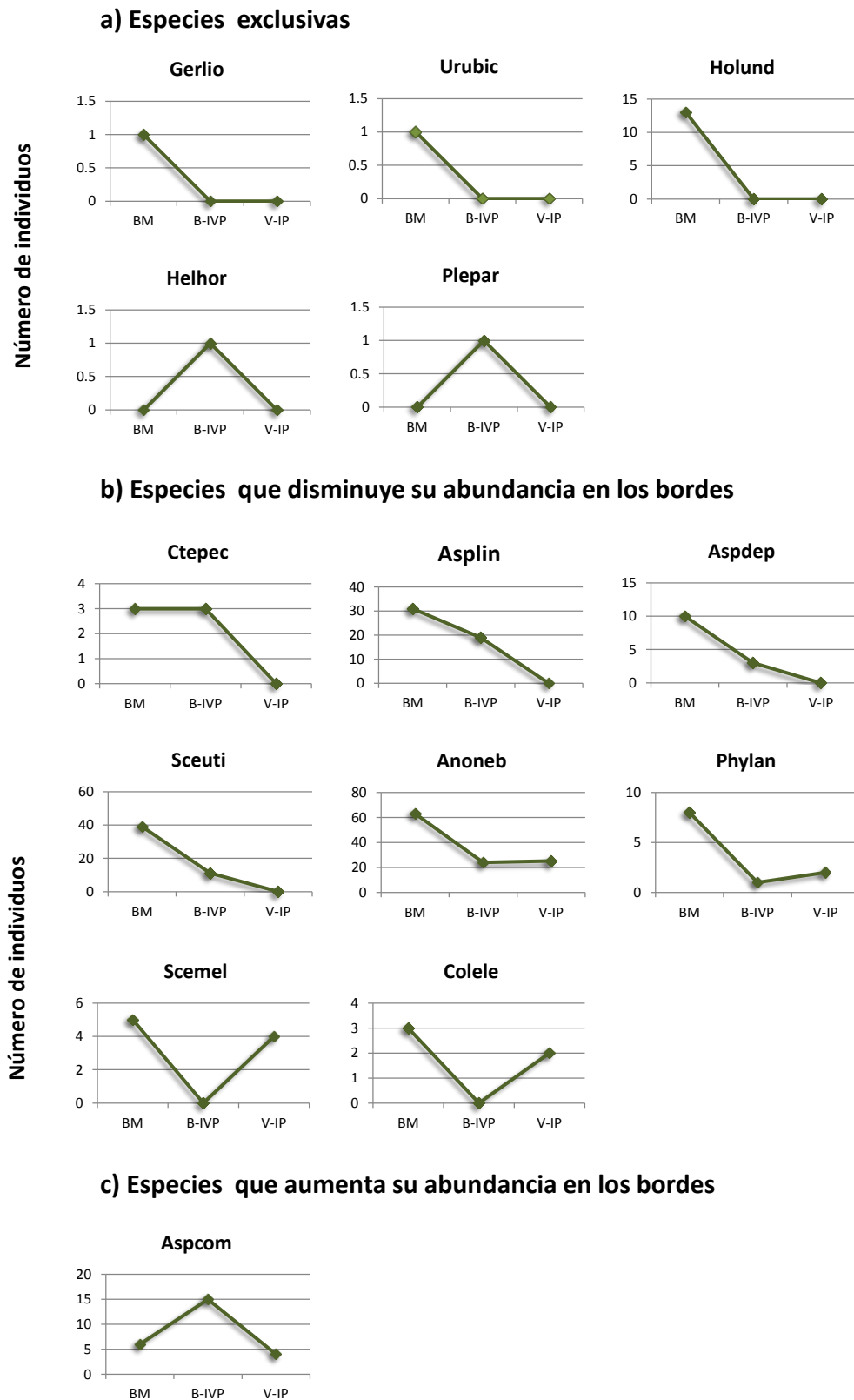


Fig. 8 Curvas de rango abundancia del ensamble de lagartijas en los diferentes tratamientos. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. El modelo de ANCOVA para evaluar diferencias entre las curvas tuvo un ajuste significativo.

Tabla 5. Presencia y ausencia de especies de lagartijas por tratamiento en la región de Chamela, Jal., México. P= presente, A=ausente, *= exclusiva al tratamiento. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

Especie/tratamiento	BM	B-IVP	B-IP
<i>Gerrhonotus liocephalus</i>	P*	A	A
<i>Anolis nebulosus</i>	P	P	P
<i>Coleonyx elegans</i>	P	A	P
<i>Heloderma horridum</i>	A	P*	A
<i>Ctenosaura pectinata</i>	P	P	A
<i>Sceloporus melanorhinus</i>	P	A	P
<i>Sceloporus utiformis</i>	P	P	A
<i>Urosaurus bicarinatus</i>	P*	A	A
<i>Phyllodactylus lanei</i>	P	P	P
<i>Plestiodon parvulus</i>	A	P*	A
<i>Aspidoscelis communis</i>	P	P	P
<i>Aspidoscelis deppei</i>	P	P	A
<i>Aspidoscelis lineatissima</i>	P	P	A
<i>Holcosus undulatus</i>	P*	A	A



6.3.3 Estructura del ensamble de Serpientes

Las curvas de rango-abundancia para la estructura del ensamblaje de serpientes muestran cambios entre los sitios de borde y el BM en riqueza y composición de especies (Fig. 8). El BM es el que cuenta con mayor número de especies (9 especies), seguido del área de B-IVP (6 especies) y finalmente los sitios de B-IP fueron los de menor número de especies (2 especies)(Fig. 10). *Oxybelis aeneus* fue la única especie que se registró en los tres tratamientos, así mismo esta especie es la más abundante en dos de los tratamientos (BM y B-IP). La mayoría de las especies de serpientes fueron exclusivas a algún tratamiento. El BM presento 6 especies exclusivas (*Tantilla bocourti*, *Leptodeira maculata*, *Leptodeira uribei*, *Dipsas gaigae*, *Conophis vittatus* y *Manolepis putnami*), mientras que los sitios de B-IVP presentaron exclusividad en 3 de sus especies (*Tantilla calamarina*, *Agkistrodon bilineatus* y *Drymarchon melanurus*) y solo una especie fue exclusiva de los sitios de borde con pastizal (Fig. 10, Tabla 6). No se observa ningún patrón marcado de abundancia de las especies, debido a que la mayoría fueron exclusivas de algún tratamiento, sin embargo se observa a especies como *Leptophis diplotropis* como la de mayor abundancia en el BM y disminuye su abundancia en los sitio de borde gradual (B-IVP) y ya no se encuentra en los sitios de borde abrupto (V-IP) y especies como *Imantodes gemmistratus* que mantienen su abundancia en los tratamientos de BM y B-IVP y que ya no se reporta en los sitios de borde con pastizal (Fig. 11b). Al evaluar las diferencias en las pendientes de las curvas de rango abundancia, de manera general el modelo de ANCOVA tuvo un ajuste significativo ($P= 0.019$); sin embargo, la interacción entre especies y hábitat no fue significativa ($P= 0.069$).

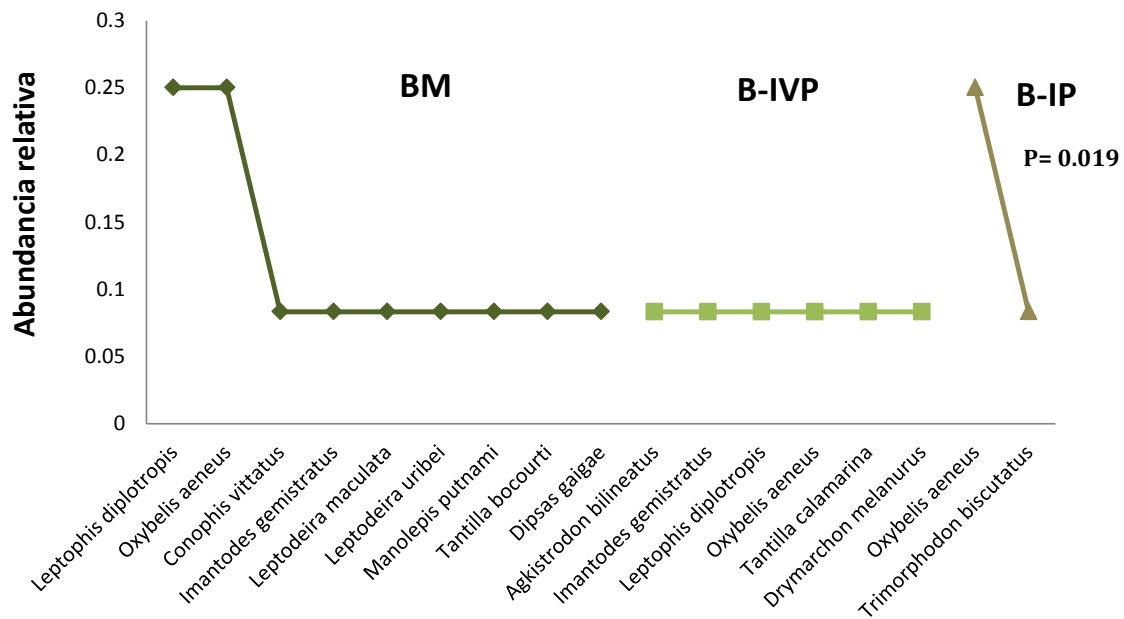
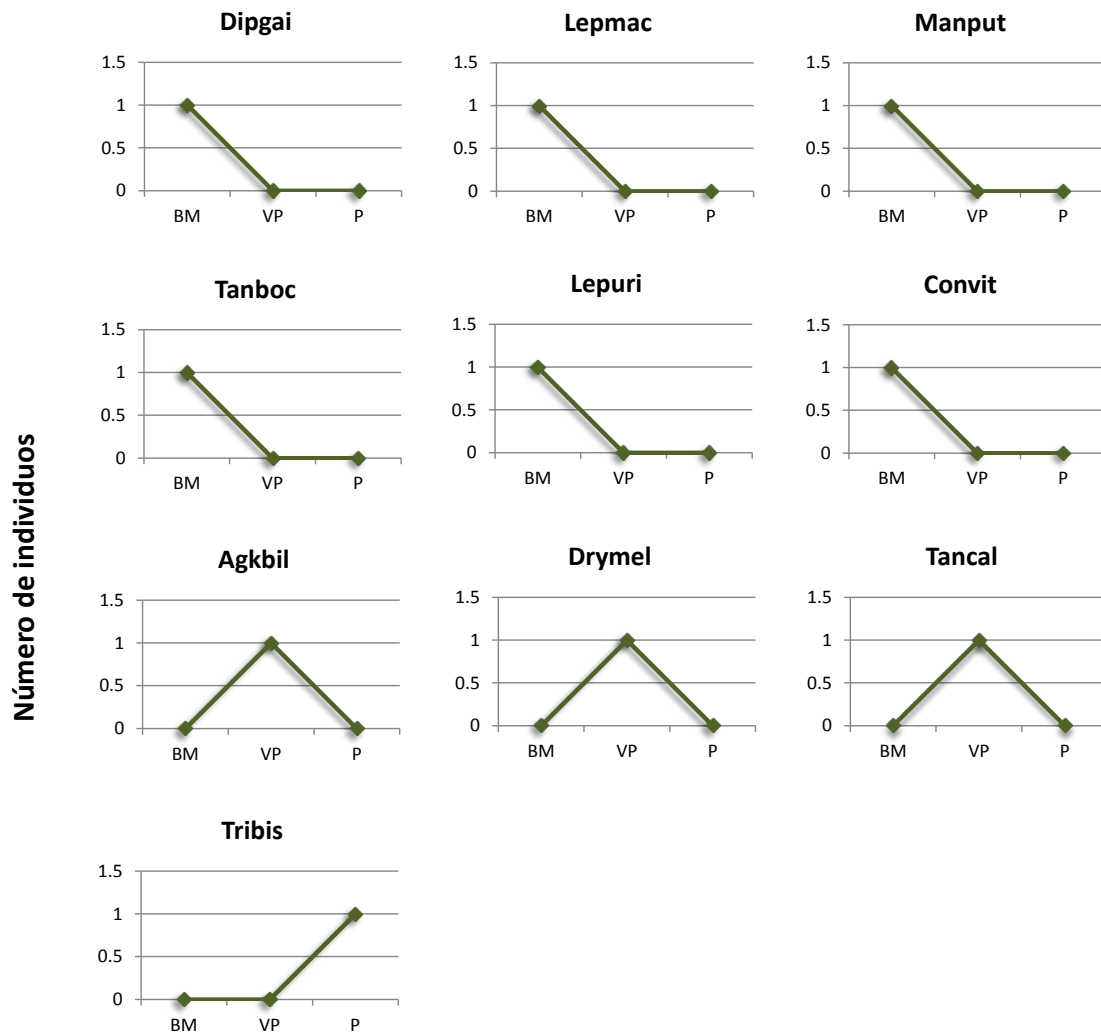


Fig. 10 Curvas de rango abundancia del ensamble de serpientes en los diferentes tratamientos. . BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. El modelo de ANCOVA para evaluar diferencias entre las curvas tuvo un ajuste significativo.

Tabla 6. Presencia y ausencia de especies de serpientes por tratamiento en la región de Chamela, Jal., México. P= presente, A=ausente, *= exclusiva al tratamiento. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

Especie/tratamiento	BM	B-IVP	B-IP
<i>Leptophis diplotropis</i>	P	P	A
<i>Oxybelis aeneus</i>	P	P	P
<i>Tantilla bocourti</i>	P*	A	A
<i>Tantilla calamarina</i>	A	P*	A
<i>Trimorphodon biscutatus</i>	A	A	P*
<i>Imantodes gemmistratus</i>	P	P	A
<i>Leptodeira maculata</i>	P*	A	A
<i>Leptodeira uribei</i>	P*	A	A
<i>Dipsas gaigae</i>	P*	A	A
<i>Agkistrodon bilineatus</i>	A	P*	A
<i>Conophis vittatus</i>	P*	A	A
<i>Manolepis putnami</i>	P*	A	A
<i>Drymarchon melanurus</i>	A	P*	A

a) Especies exclusivas



b) Especies que disminuyen o mantienen su abundancia

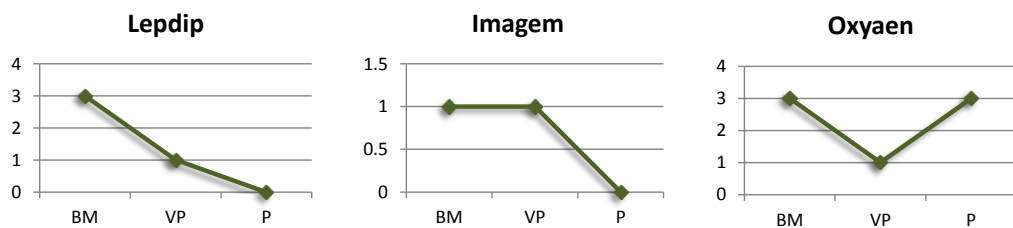


Fig. 11 Patrones de abundancia de las 12 especies de serpientes registradas a lo largo de las áreas de influencia de borde del bosque tropical seco de Chamela, Jalisco. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. Lepdip= *Leptophis diplotropis*, Oxyaen= *Oxybelis aeneus*, Tanboc= *Tantilla bocourti*, Tancal= *Tantilla calamarina*, Tribis= *Trimorphodon biscutatus*, Imagem= *Imantodes gemmistratus*, Lepmac= *Leptodeira maculata*, Lepuri= *Leptodeira uribei*, Dipgai= *Dipsas gaigae*, Agkbil= *Agkistrodon bilineatus*, Convit= *Conophis vittatus* y Manput= *Manolepis putnami*.

6.4 Atributos del Hábitat

Las variables ambientales (Temperaturas y humedades) no presentaron diferencias significativas (Fig. 12); sin embargo el análisis de componentes principales muestra una separación de grupos, siendo los sitios de BM los que registran menores niveles de temperatura y humedad (Fig. 13).

De las 16 variables estructurales del hábitat analizadas, solo 2 presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (Número de estratos y cobertura de lianas; Fig. 14). El BM es el que presentó mayor número de estratos, seguido de los sitios de B-IVP y finalmente los sitios de B-IP son los que presentaron menor número de estratos. En cuanto a la cobertura de lianas, solo los sitios de borde con pastizal presentaron lianas, mientras que los otros dos tratamientos no presentaron lianas.

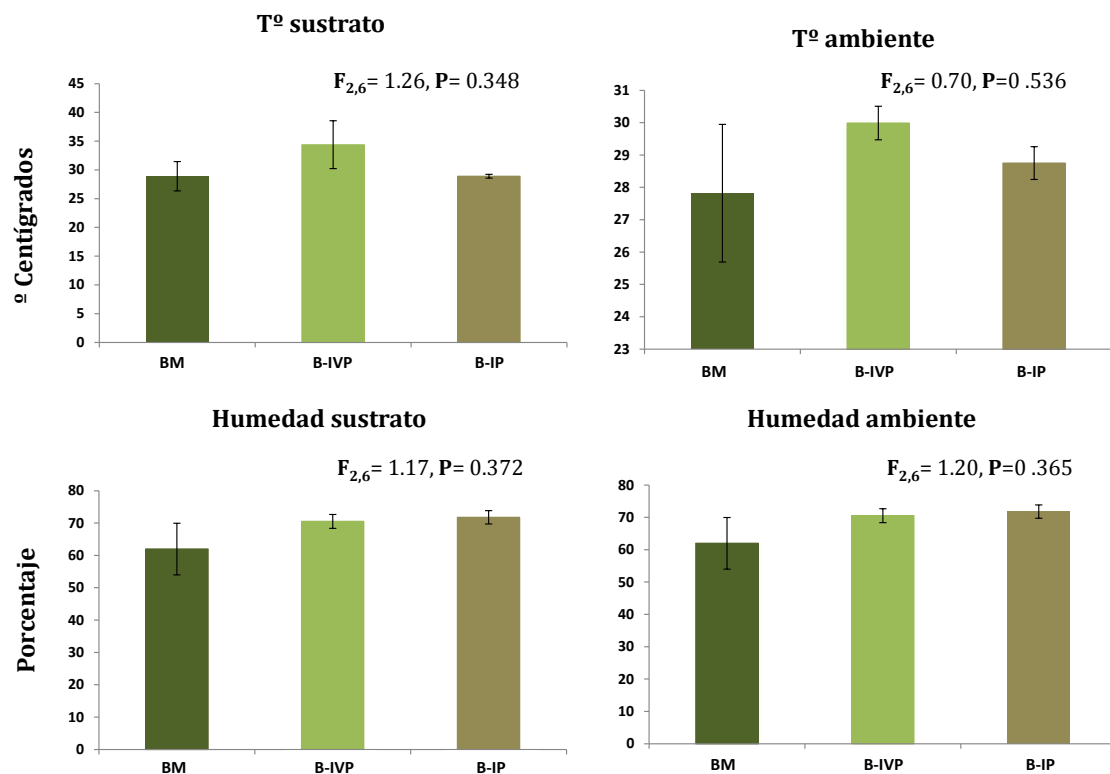


Fig. 12 Variables ambientales de los diferentes tratamientos. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

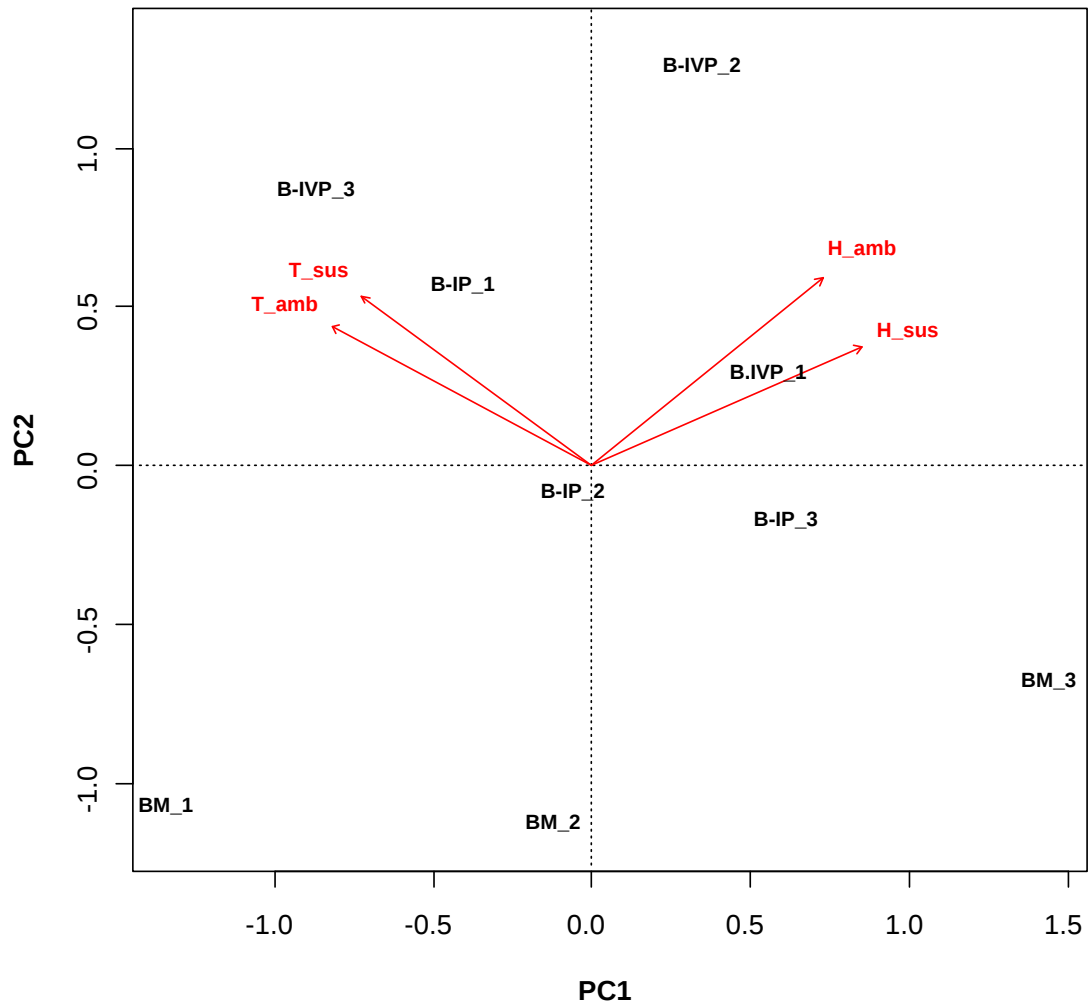


Fig. 13 Análisis de componentes principales de las variables ambientales del BM y las diferentes áreas de influencia de borde, en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. T_sus= Temperatura del sustrato, T_amb= Temperatura ambiente, H_sus= Humedad del sustrato, H_amb= Humedad ambiente.

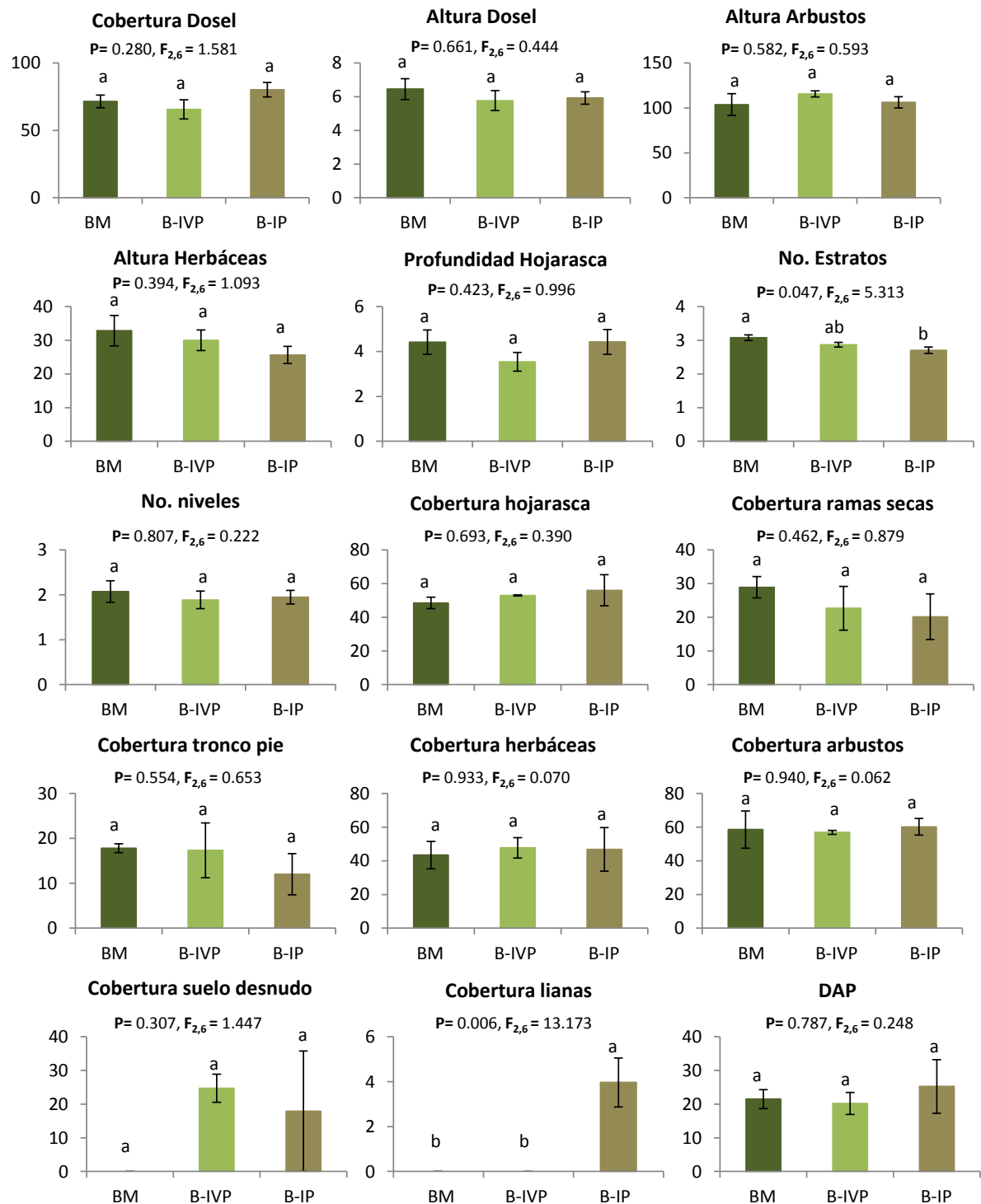


Fig. 14 Variables estructurales del BM y las diferentes áreas de influencia de borde, en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal. DAP= Diámetro a la altura del pecho.

VII. DISCUSIÓN

De acuerdo con los estimadores de riqueza no paramétricos las especies de herpetofauna registradas en la región alcanzaron un nivel de representatividad que vario del 49 al 84%. Los niveles de representatividad alcanzados se encuentran dentro del rango frecuentemente alcanzado en estudios de inventarios herpetofaunísticos (e.g. 78% en anfibios y 64% en reptiles [Salvatore 2006], entre 88% y 93% para anfibios y reptiles [Urbina-Cardona y Reynoso 2005], 60% para anfibios y 48% para reptiles [Urbina-Cardona et al. 2006], entre el 32% y el 95% para reptiles [Suazo-Ortuño 2008]). Los valores de representatividad muestral para el grupo de los anfibios fue del 66 al 82% lo cual indica un adecuado esfuerzo de muestreo para este grupo (sensu Soberon y Llorente 1993). Tanto en las lagartijas (62 – 91%) como en las serpientes (25 – 79%) los niveles de representatividad fueron bajos, lo cual sugiere que el muestreo no cubrió adecuadamente el número de especies esperado. Sin embargo varios estudios con comunidades de reptiles han obtenido valores de representatividad que se encuentran por debajo del 80% (Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona 2006, Salvatore 2006, Gardner et al. 2007, Suazo-Ortuño et. al 2008). De acuerdo con Magurran (2004) es difícil obtener una buena representatividad muestral en comunidades que tienen un alto porcentaje de especies raras como es el caso de los reptiles. De igual manera estudios realizados en la región sobre sucesión secundaria reportaron que tanto los anfibios (Paz 2012), como las lagartijas (Lara 2011) y las serpientes (Márquez 2012) presentaron bajos niveles de representatividad que van desde el 47% al 76% en áreas de bosque maduro, aun y cuando se llevaron esfuerzos de muestreo intensos.

En cuanto al efecto de borde, de manera general se encontró un efecto marcado sobre la abundancia de las especies, siendo los sitios de BM los que registraron la mayor abundancia de individuos, de igual manera y aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad, se observa una tendencia de mayor riqueza y diversidad de especies en los sitios de BM, seguido por los sitios de borde gradual (B-IVP) y finalmente por los sitios de borde abrupto (B-IP); estos resultados son contrastantes comparados con otros estudios sobre efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas; por ejemplo,

Urbina-Cardona y Reynoso (2005) y Urbina-Cardona et al. (2006) reportaron un aumento en la riqueza de anfibios y reptiles en el borde en comparación con el interior de la selva tropical, mientras que otros estudios no reportan efecto de borde en la abundancia, riqueza y diversidad de especies (Dixo y Martinis 2008) o reportan un ligero efecto distinguiendo entre especies de herpetofauna que prefieren o evaden los bordes (DeMaynadier y Hunter 1995, Lehtinen et al. 2003). Es probable que las diferencias encontradas entre este trabajo y los estudios anteriormente mencionados, se deba a las diferencias estructurales y ambientales de los bosques estudiados. En el caso de este estudio y debido a que se trata de un bosque tropical seco donde predominan las temperaturas altas, quizá los sitios de bosques maduro provean de mejores condiciones ambientales para la permanencia de las especies (e.g. al interior del bosque se presentan menores temperaturas ambientales en comparación con los bordes independientemente del tipo de matriz adyacente).

Debido a que los valores de abundancia, riqueza y diversidad en los bordes se ven afectados por el tipo de matriz adyacente (menores valores en los bordes abruptos vs bordes graduales), los resultados de este estudio confirma que matrices que difieren radicalmente en estructura y microclima del hábitat primario tienden a ser más hostiles con las especies nativas (Laurance y Bierregaard 1997, Sodhi et al. 2005).

A nivel de grupo taxonómico, el ensamble de anfibios presentó mayor abundancia de individuos en los sitios de BM, mientras que la mayor riqueza de especies se registró en los sitios de B-IVP, esto es contrario a lo reportado por otros estudios que han demostrado que las especies de anfibios se ven negativamente afectadas por los bordes, principalmente por cambios en el microclima y la estructura de la vegetación (Marsh y Pearman 1997, deMaynadier y Hunter 1998, Gibbs 1998, Schaeffer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona et al. 2006); sin embargo también existen trabajos que reportan que los fragmentos de bosque no son verdaderas islas para los anfibios, pues muchas especies pueden utilizar y migrar a través de la matriz que rodea a los fragmentos (e.g., anfibios en fragmentos de bosque tropical en Manaus, Brazil; Tocher et al. 1997), de modo que los bordes pueden llegar a ser benéficos para ciertas especies de anfibios y reptiles siempre y cuando estos les provean mejores oportunidades

reproductivas y de forrajeo o menores rangos de depredación y parasitismo (Gascon 1993, Pearman 1997). Aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de las variables ambientales, se puede observar que los sitios de borde presentan mayor humedad que los sitios de BM, lo que puede estar favoreciendo la riqueza de especies en estos sitios dados los requerimientos fisiológicos de los anfibios.

En cuanto al ensamble de lagartijas, la mayor abundancia y riqueza de especies se presentó en los sitios de BM, contrario a lo reportado en otros estudios. Los resultados de trabajos sobre el efecto de borde con comunidades de lagartijas son contrastantes, ya que mientras algunos no reportan efecto de borde en la abundancia, riqueza y diversidad de especies, otros reportan un ligero efecto de borde distinguiendo entre especies de lagartijas que prefieren los bordes y especies que los evaden (Schlaepfer y Gavin 2001, Lehtinen et al. 2003, Dixo y Martinis 2008). Se ha documentado que especies de lagartijas del género *Anolis* tienden a ser más abundantes en los sitios de borde (Schlaepfer y Gavin 2001), mientras que para este estudio la mayor abundancia de *Anolis* se encontró en los sitios de BM y disminuyó drásticamente en los sitios de borde, este mismo patrón se observa en la mayoría de las especies de lagartijas compartidas entre los tratamientos. En los reptiles, la modificación del hábitat puede tener efectos negativos o positivos dependiendo de la movilidad y tamaño del ámbito hogareño de las especies o de sus rangos de tolerancia fisiológica (Buhlmann 1995, Burke y Gibbons 1995, Dorcas et al. 1998).

Al igual que las lagartijas, las serpientes presentaron mayor riqueza de especies en los sitios de BM, seguido por los sitios de borde gradual (B-IVP) y finalmente la menor riqueza se registró en los sitios de borde abrupto (B-IP), estos resultados son contrastantes con estudios de efecto de borde sobre serpientes donde se ha documentado que algunas especies prefieren los sitios de borde debido a que les proveen mejores condiciones de termorregulación y mayor abundancia de presas (Weatherhead y Charland 1985, Durner y Gates 1993, Keller y Heske 2000, Blouin-Demers y Weatherhead 2001, Carfagno et al. 2006, Scali et al. 2008); sin embargo estos estudios se han enfocado en especies de serpientes de hábitats templados, de modo que la respuesta al efecto de borde para especies de

serpientes en otros tipos de hábitats es aún desconocido (Anderson y Rosenberg 2011).

De acuerdo con lo anterior, es evidente que aún y cuando existen una gran cantidad de estudios que documentan el efecto de borde sobre las especies de herpetofauna (Vallan 2000, Lehtinen et al. 2003, Schaepfer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006), los anfibios y reptiles del bosque tropical seco responden de manera diferente a lo reportado para bosques templados y húmedos. Desafortunadamente, no existe ningún trabajo previo en bosques secos que permitan comparar estos resultados, lo que sí es evidente, es que para los BTS el tipo de matriz adyacente a los bordes es relevante para la conservación y mantenimiento de la herpetofauna y que los bordes de manera general tienen un efecto negativo tanto para los anfibios como para las lagartijas y las serpientes.

VIII. CONCLUSIONES

El nivel de representatividad del muestreo en la región vario del 49 al 84%, estos niveles de representatividad se encuentran dentro del rango frecuentemente alcanzado en estudios de inventarios herpetofaunísticos.

De manera general se encontró un efecto de borde marcado sobre la abundancia de las especies. De igual manera y aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad, se observa una tendencia de mayor riqueza y diversidad de especies en los sitios de BM, seguido por los sitios de borde gradual (B-IVP) y finalmente por los sitios de borde abrupto (B-IP).

Los resultados de estudio confirman que matrices que difieren radicalmente en estructura y microclima del hábitat primario tienden a ser más hostiles con las especies nativas.

El ensamble de anfibios presentó mayor abundancia de individuos en los sitios de BM, mientras que la mayor riqueza de especies se registró en los sitios de B-IVP. Contrario a lo reportado por otros estudios.

En cuanto a las lagartijas y serpientes, la mayor abundancia y riqueza de especies se encuentra en los sitios de bosque maduro. Contrario a lo reportado en otros estudios.

Los anfibios y reptiles del bosque tropical seco responden de manera diferente a lo reportado para bosques templados y húmedos.

Para los BTS, el tipo de matriz adyacente a los bordes es relevante para la conservación y mantenimiento de la herpetofauna.

De manera general, los bordes en el BTS tienen un efecto negativo tanto para los anfibios como para las lagartijas y las serpientes.

IX. LITERATURA CITADA

- Anderson, C. D. y M. S. Rosenberg. 2011. Variation in Association with Anthropogenic Habitat Edges Exhibited by the Timber Rattlesnake (*Crotalus horridus*) in St. Louis County, Missouri. *Journal of Herpetology* 45(1): 50-51.
- Baldwin, E. A., M. N. Marchand y J. A. Litvaitis. 2004. Terrestrial habitat use by nesting painted turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist* 11: 41-48.
- Blouin-Demers, G., K. J. Kissner, y P. J. Weatherhead. 2000. Plasticity in preferred body temperature of young snakes in response to temperature during development. *Copeia* 2000:841-845.
- Bowne, D. R., y M. A. Bowers. 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology* 19: 1-20.
- Buhlmann, K. A. 1995. Habitat use, terrestrial movements, and conservation of the turtle *Deirochelys reticularia* in Virginia. *Journal of Herpetology* 29: 173-181.
- Bullock, S. H. 1986. Climate of Chamela, Jalisco and trends in the South Coastal Region of Mexico. *Archives for Meteorology, Geophysics, and Bioclimatology* 36: 297-316.
- Bullock, S. H. 1988. Rasgos ambientales del ambiente físico y biológico de Chamela, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana* 77: 5-17.
- Burke, V. J., y J. W. Gibbons. 1995. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology* 9:1365-1369.

- Camargo, J. L. C. y Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11:205-221.
- Carfagno, G. L. F., E. J. Heske, y P. J. Weatherhead. 2006. Does mammalian prey abundance explain forest-edge use by snakes? *Ecoscience* 13:293–297.
- Colwell, R. K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's guide. University of Connecticut, Storrs.
- Crump, M. L. 2003. Conservation of amphibians in the New World tropics. In: Semlitsch, R.D. (edt.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution. USA, pp. 53-69.
- DeMaynadier, P. G., y M. L. Hunter Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230–261.
- Diario Oficial de la Federación 1993. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Chamela-Cuixmala, ubicada en el municipio de la Huerta, Jalisco. Jueves 30 de Diciembre de 1993. México, D.F. Tomo CDLXXXIII.
- Didham, R. K. y Lawton, J. H. 1999. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica* 31: 17–30.
- Dixo, M. y M. Martins. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest?. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 551-554.

- Dorcas M. E., J.W. Gibbons, H. G. Dowling. 1998. Seminatrix Cope. Black swamp snake, pp 679.1–679.5. Catalogue of American Amphibians and Reptiles. St. Louis (MO). Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Durner, G. M., and J. E. Gates. 1993. Spatial ecology of black rat snakes on Remington Farms, Maryland. *Journal of Wildlife Management* 57:812–826.
- Espinosa, P. H., Campos, H. L. y Fuentes-M. P. 2002. Peces continentales de la región de Chamela. En: Noguera, A., J. H. Vega, A. N. García y M. Quesada. 2002. Historia natural de Chamela. 1ra. Ed. Instituto de biología Universidad Autónoma de México pp. 245-250.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Findlay, C.S., y J. E. Houlahan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conservation Biology* 11: 1000–1009.
- Flores-Villela, O. 1991. Análisis de la distribución de la herpetofauna de México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de México. 269 pp.
- García A. y Ceballos G. 1994. Guía de campo de los reptiles y anfibios de la costa de Jalisco, México. Instituto de biología, Universidad Autónoma de México.
- García, A. y M. Valtierra-Azotla. 1996a. *Ficimia publia* (Blotched Hooknose Snake). *Herpetological Review* 27:88.
- García, A. y M. Valtierra-Azotla. 1996b. *Sibon annuliferus* (Western Snail-eating Snake). *Herpetological Review* 27:89.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México.

- García-Oliva, F., A. Camou y J. M. Maas. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: Noguera, A., J. H. Vega, A. N. García y M. Quesada. 2002. Historia natural de Chamela. 1ra. Ed. Instituto de biología Universidad Autónoma de México pp. 03-10.
- Gascon, C. 1993. Breeding habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. *Biodiversity and Conservation* 2, 438-444.
- Gascon, C. y T. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in Central Amazonia. *Zoology* 101: 273-280.
- Gibbs, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13: 263-268.
- Gotelli J. N., y G. R. Graves. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Institution Press. Washington and London.
- Houlahan, J.E. y C.S. Findlay. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1078-1094.
- Hunter, M. 1996. Habitat degradation and loss. En: Hunter, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, pp.179-190.
- Jellinek, S., Driscoll, D.A. y Kirkpatrick, J.B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29:294-304.
- Keller, W. L., y E. J. Heske. 2000. Habitat use by three species of snakes at the Middle Fork Fish and Wildlife Area, Illinois. *Journal of Herpetology* 34:558-564.

- Krebs, C. J. 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Longman Inc., Menlo Park, Calif.
- Lara, U. N. 2011. Estructura y composición del ensamblaje de lagartijas en diferentes estadios sucesionales de un bosque tropical seco en la Región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 50 pp.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- Lehtinen, R. M., J.-B. Ramanamanjato, y J. G. Raveloarison. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12: 1357–1370.
- Lopez-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1): 67-77.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. The teory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, USA.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Malden, Massachusetts.
- Marsh, D.M. y Pearman, P.B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylidae frogs in the Andean montane forest. *Conservation Biology* 11: 1323–1328.
- Morales-Mávil, J. E., G. M. Hernández, y M. O. Bravo. 2001. Biomasa de reptiles en un borde de selva de la region de los Tuxtlas, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*. 3(002): 25-30.

- Márquez, C. C. 2012. Estructura y composición del ensamble de serpientes en estadios sucesionales del bosque tropical seco en la región de Chamela, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 53 pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.
- Nava- Cruz, Y. 2006. Caracterización del efecto de borde en fragmentos del bosque tropical seco de Chamela, Jal. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, Doctorado en Ciencias Biológicas, UNAM.
- Noguera, A., J. H. Vega, A. N. García y M. Quesada. 2002. Historia natural de Chamela. Instituto de biología Universidad Autónoma de México.
- Paz, G. J. G. 2012. Estructura y composición del ensamble de anfibios en estadios sucesionales del bosque tropical seco en la región de Chamela, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 52 pp.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11: 1211-1225.
- Ramírez-Bautista A. 1994. Manual y claves ilustradas de los anfibios y reptiles de la región de Chamela, Jalisco, México. Instituto de biología (cuaderno 23) Universidad Autónoma de México.
- Rueda-Almonacid, J.V. 1999. Anfibios y reptiles amenazados de extinción en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 23: 475-498.
- Sarre, S., G. T. Smith y J. A. Meyers. 1995 Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulate* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71: 25-33.

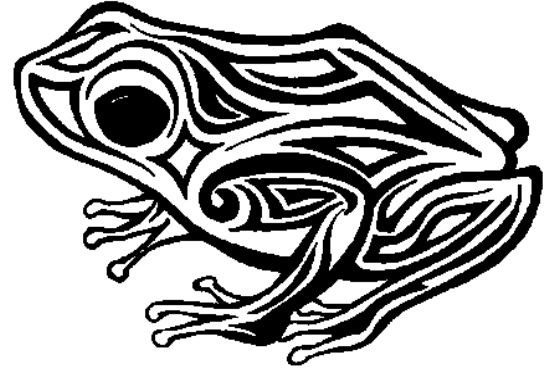
- Scali, S., M. Mangiacotti, y A. Bonardi. 2008. Living on the edge: habitat selection of *Hierophis viridiflavus*. *Acta Herpetologica* 3:85–97.
- Schlaepfer M. y T. Gavin. 2001. Edge effect on lizard and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15(4): 1079-1090.
- Semlitsch, R. D. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 64: 615–631.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution* 2: 65–80.
- Smith, H.M. y R.B. Smith. 1993. Synopsis of the Herpetofauna of Mexico. Vol. VII. Bibliographic addendum IV and index, Bibliographic Addenda II-IV 1979-1991.
- Smouse P. E., J. C. Long y R. R. Sokal. 1986. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. *Systematic Zoology*. Vol. 35 (4): 627-632.
- Soberón J., y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Suazo-Ortuño, I., J. J. Alvarado-Díaz y M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of Conversion of Dry Tropical Forest to Agricultural Mosaic on Herpetofaunal Assamblages. *Conservation Biology* 22 (2): 362-374.
- Tocher, M., Gascon, C., Zimmerman, B., 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten year study. En: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 124–137.

- Toledo-Aceves, M. T. y F. García-Oliva. 2008. Effect of forest-pasture edge on soil nutrients in a tropical deciduous forest. *Ecological Research* 23: 271 -280.
- Urbina-Cardona, J. N. y V. H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma, Monografías Tercer Milenio Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España* 4 (15): 191–207 pp.
- Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez y R. V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pastures-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere of Veracruz, México. *Biological Conservation* 132: 61-75 pp.
- Vitt, L. J., J. P. Caldwell, H. M. Wilbur, y D. C. Smith. 1990. Amphibians as harbingers of decay. *BioScience* 40: 418.
- Weatherhead, P. J., y M. B. Charland. 1985. Habitat selection in an Ontario population of the snake, *Elaphe obsoleta*. *Journal of Herpetology* 19:12–19.
- Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V. y Garcia-Zurita, M. E. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12: 1091-1102.
- Wind, E. 2000. Effects of habitat fragmentation on amphibians: what do we know and where do we go from here?. L. M. Darling, editor. *Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15 - 19 Feb., 1999. Volume Two. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops, B.C.* 520 pp.
- Young, B. E. , K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibañez, A. W. Salas, J. R. Cedeño, L. A. Colomna, S. Ron, E. La Marca, J. R. Meyer, A. Muñoz, F. Bolaños, G. Chaves y

D. Romo, 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5): 1213-1223.

Zar, J. 1996. *Biostatistical analysis*. Tercera ed. Prentice Hall. E.U.A.

CAPITULO III



Hábitats adyacentes y efecto de borde sobre los grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles en el bosque tropical seco de Chamela Jalisco, México.



RESUMEN

Un grupo funcional se define como el conjunto de especies que poseen atributos (morfológicos, fisiológicos, conductuales o de historia de vida) que son semejantes y que desempeñan papeles ecológicos equivalentes. En este capítulo se exploraron cambios en los grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles en respuesta al efecto de borde en el bosque tropical seco de la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México en diferentes áreas de influencia de borde. Se usó un sistema de parcelas permanentes que consistió en 3 parcelas de Bosque Maduro (BM), 3 parcelas en sitios de borde con influencia de vegetación perturbada (B-IVP) y 3 parcelas en sitios de borde con influencia de pastizal (B-IP). Basados en la historia natural de las especies de la región se clasificaron a los individuos en 5 grupos funcionales; (1) Hábitat preferencial, (2) Hábito preferencial, (3) Tallas corporales, (4) Tipo de reproducción y (5) Tipo de alimentación.

En cuanto a la preferencia de hábitat, predominaron las especies de herpetofauna arborícolas en los sitios de BM y B-IP, mientras que en los sitios de B-IVP predominaron las especies de anfibios y lagartijas terrestres. En los tres tratamientos las especies nocturnas predominaron en el ensamble de anfibios, mientras que en las lagartijas predominaron las especies diurnas, respecto al ensamble de serpientes hubo un equilibrio entre especies diurnas y nocturnas. Los anfibios de talla pequeña predominaron en los sitios de BM, mientras que las lagartijas y las serpientes de tamaño mediano predominaron en los tres tratamientos. En cuanto al modo reproductivo, las especies de anfibios de desarrollo indirecto predominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies de desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde independientemente del tipo de matriz adyacente. Todos los reptiles presentaron reproducción ovípara. En cuanto a la alimentación, en el ensamble de lagartijas predominaron las especies carnívoras, las especies de lagartijas herbívoras solo se encontraron en los sitios de BM y B-IVP. Finalmente las especies de serpientes especialistas predominaron en los sitios de BM, mientras que en los sitios de borde se encontró la misma proporción entre especies especialistas y generalistas.

I. INTRODUCCIÓN

Entender las causas y los mecanismos en los cambios de la estructura de las comunidades animales y vegetales es un reto en el ámbito de la ecología para predecir futuros patrones de ocurrencia, abundancia y diversidad de las especies debido a los riesgos actuales que sufren los ecosistemas naturales.

Existen diferentes metodologías que se han utilizado para monitorear diferentes aspectos de la biodiversidad; sin embargo, es prácticamente imposible que se puedan evaluar todos los aspectos de la biodiversidad en un ecosistema. En teoría, se requieren de diferentes indicadores (cualquier variable que nos ayude a monitorear o estimar algún componente particular de la biodiversidad) que provean información sobre los genes, especies o poblaciones y de los ecosistemas para una evaluación relevante, aunque relativa de la diversidad biológica (Teder et al. 2007, Niemi y McDonald 2004, de Bello et al. 2010).

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). De manera tradicional se han utilizado las medidas de diversidad de especies o cambios en la composición como la principal herramienta para evaluar cambios en las comunidades; sin embargo, la estimación de la biodiversidad no debería estar restringida a componentes taxonómicos como el número de especies, sino incluir de igual manera los componentes funcionales de las comunidades (Noss 1990, de Bello et al. 2010) que reflejen las propiedades estructurales que son importantes para la comunidad (Moretti et al. 2009).

Un grupo funcional es un conjunto de especies que poseen atributos (morfológicos, fisiológicos, conductuales o de historia de vida) que son semejantes y que desempeñan papeles ecológicos equivalentes (Chapin III et. al 2002). Los grupos funcionales pueden incluir especies cercanamente emparentadas que poseen atributos comunes por descendencia, por especies de diferentes linajes con atributos funcionales convergentes o por una mezcla de estos dos tipos de

especies (Martínez 2008). Los grupos funcionales pueden identificarse por sus efectos sobre las propiedades de las comunidades bióticas y de los ecosistemas así como por sus respuestas a cambios en el ambiente, provocados, por ejemplo, por disturbios naturales o de origen humano (Smith et al. 1997, Duckworth et al. 2000, Hooper et al. 2002, Lavorel y Garnier 2002). El concepto de grupo funcional puede incluir el de gremio ecológico, considerando que este último, en su sentido más amplio (*sensu* Root 1967), hace énfasis en la agrupación de especies que explotan de manera semejante un mismo recurso del ambiente.

Actualmente los sistemas de clasificación funcional están ampliamente estudiados en ecología de plantas; mientras que para la ecología animal estos sistemas de clasificación funcional siguen siendo un desafío (Blaum et. al 2010). Cabe mencionar que no existe una clasificación funcional de las especies que sea universal (Gitay y Noble 1997). En los animales es posible diferenciar grupos funcionales considerando atributos morfológicos, fisiológicos, conductuales o de historia de vida que expresan formas contrastantes para enfrentar las condiciones físicas adversas de su ambiente o de explotar diferencialmente los recursos del mismo (Martínez 2008). Estudios que han evaluado el efecto de borde sobre grupos funcionales de anfibios y reptiles reportan un incremento hacia el interior de la selva tropical en las especies de reptiles arborícolas y aquellos de tamaño grande, así como de anfibios pequeños con desarrollo directo y con preferencia por hábitats fosoriales y arborícolas (Urbina-Cardona et. al 2006). Mientras que estudios en el BTS de la región de Chamela no encontraron cambios en los grupos funcionales de las especies de reptiles entre zonas conservadas y perturbadas (Suazo-Ortuño 2008).

El tema de grupos funcionales como área de conocimiento, en el contexto de la biodiversidad presente en México, se encuentra en una fase inicial. En la actualidad son muy pocos los trabajos realizados sobre ecología funcional en nuestro país (Martínez 2008). De modo que este capítulo se enfoca en entender como la diversidad de anfibios y reptiles estructurada en grupos funcionales basados en la historia natural de las especies, es útil a la hora de evidenciar patrones sobre el efecto de borde en diferentes hábitats adyacentes en el BTS de la región de Chamela, Jalisco, México.

II. HIPOTESIS

- Por sus características fisiológicas se espera que las especies de anfibios con tipo de reproducción de modo directo, de tallas pequeñas y arborícolas sean más sensibles a la presencia de un borde.
- Debido a su amplio rango de tolerancia fisiológica se espera que no exista un efecto de borde sobre los atributos funcionales como talla corporal, hábitos y preferencia de hábitat de las especies de reptiles.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Explorar cambios en los grupos funcionales de las especies de anfibios y reptiles en respuesta al efecto de borde en el BTS.

3.2 Objetivos particulares

- Evaluar si existe cambios en la preferencia de hábitat de las especies de anfibios y reptiles entre el bosque maduro y los diferentes tipos de borde (B-IVP y B-IP).
- Evaluar si existe cambios en la preferencia de hábito de las especies de anfibios y reptiles entre el bosque maduro y los diferentes tipos de borde (B-IVP y B-IP).
- Evaluar si existe cambios en las tallas corporales de las especies de anfibios y reptiles entre el bosque maduro y los diferentes tipos de borde (B-IVP y B-IP).
- Evaluar si existe cambios en el tipo de reproducción de las especies de anfibios y reptiles entre el bosque maduro y los diferentes tipos de borde (B-IVP y B-IP).
- Evaluar si existe cambios en el tipo de alimentación de las especies de anfibios y reptiles entre el bosque maduro y los diferentes tipos de borde (B-IVP y B-IP).

IV. ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se llevó a cabo en el municipio de La Huerta, Jalisco, México, en la Reserva de la Biosfera de Chamela. La Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala está delimitada por el río Cuitzmala al sur y el ejido de San Mateo al norte (Noguera et al. 2002). Se localiza a los 19° 30' de latitud N. y a los 105° 03' de longitud O, a menos de 2 Km. de la costa del pacifico en el kilómetro 59 de la carretera federal 200 Barra Navidad-Puerto Vallarta, Jalisco (Bullock 1988). Tiene una superficie aproximada de 13,142 ha y está formada por cuatro zonas núcleo que corresponden al 80% de su extensión y una zona de amortiguamiento de 4,934 ha. (DOF 1994); la altitud varía desde el nivel del mar hasta los 500 msnm en las lomas más altas (Gómez-Pompa 1989)(Fig 15). Para mayor información ver "Área de estudio" en el capítulo II.



Fig. 15 Ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.

V. MÉTODOS

5.1 Selección de Bordes

En el perímetro de la Estación de Biología Chamela se delimito el área de influencia de Borde (AIB) de 20m, con base en los estudios previos sobre variables microclimáticas y de nutrientes del suelo realizados en la zona (Nava-Cruz 2006, Toledo-Aceves y García-Oliva 2008). Una vez definida esta superficie se seleccionaron dos hábitats modificados que limitaran con la selva: (1) El borde con vegetación perturbada (B-IVP) y el borde con pastizal (V-IP). La comparación de las AIB se efectuó con (3) el interior del BTS (BM), considerada como el área libre de los efectos de borde (i.e., hábitat testigo), situada a más de 100 m de distancia de cualquiera de los hábitats modificados, y ubicada en el interior de la Estación de Biología. Para mayor detalle ver “Selección de bordes” en el capítulo II.

5.2 Búsqueda de los ejemplares

Se usó un sistema de 9 parcelas permanentes (20 X 100 m cada una) el cual incluyó 3 parcelas de borde con influencia de vegetación perturbada (B-IVP), 3 parcelas de borde con influencia de pastizal (B-IP) y 3 en sitios de bosque maduro (BM) (Tabla 1, Capítulo II, pg. 40). En cada parcela se buscaron visualmente los anfibios y reptiles entre la vegetación y la superficie del suelo, incluyendo la remoción de piedras, hojarasca, materia orgánica, troncos y objetos que pudieran servir de refugios para la herpetofauna. Todos los individuos encontrados fueron capturados, identificados hasta el nivel de especie, medidos y pesados. Para evitar que los individuos fueran contados más de una vez durante el estudio se marcaron antes de ser liberados. Para mayor detalle sobre el muestreo y marcaje de los individuos ver “Búsqueda de los ejemplares” en el capítulo II.

5.3 Atributos funcionales

Basados en la historia natural de las especies de la región de Chamela (Ramírez-Bautista 1994, García y Ceballos 1994, Suazo-Ortuño 2008) se clasificaron a las especies de anfibios y reptiles en 5 grupos funcionales:

(1) Hábitat preferencial, en este grupo se clasificaron en base al sustrato utilizado por las especies. Las categorías utilizadas fueron: Terrestres (para las que viven principalmente sobre el suelo); arborícolas (para las que habitan sobre árboles o arbustos); fosoriales (especies que viven bajo el suelo, en agujeros y oquedades, entre la hojarasca y dentro de troncos o algún objeto); y acuáticas (para aquellas especies asociadas a cuerpos de agua).

(2) Hábito preferencial, donde la clasificación se realizó en Diurnas y Nocturnas para aquellas especies que están principalmente activas de día o de noche; respectivamente.

(3) Tallas corporales, en este grupo se clasificaron a los individuos en un rango de tamaño (pequeño, mediano, grande y extragrande) basado en la longitud hocico cloaca máxima reportada para cada especie (Tabla 7).

(4) Tipo de reproducción, los anfibios se clasificaron en base al modo reproductivo, en la región de Chamela se tienen reportados cuatro modos de reproducción para este ensamble: Modo 1, especies que depositan sus huevos sobre el suelo, con desarrollo directo y sin fase larvaria; Modo 2, especies que depositan sus huevos en cuerpos de agua y presentan una larva acuática que nada libremente; Modo 3, especies que depositan los huevos en la vegetación que rodea los cuerpos de agua y la larva es acuática y nada libremente; y Modo 4, especies que depositan sus huevos en nidos de espuma en o cerca de los cuerpos de agua y con larva acuática. Mientras que para este grupo los reptiles se clasificaron en ovíparos y vivíparos.

(5) Tipo de alimentación, en este grupo se clasificaron en base a los aspectos alimenticios de las especies; es decir, si es insectívora, carnívora o herbívora para el caso de los anfibios y lagartijas; mientras que las serpientes se clasificaron de acuerdo a Suazo-Ortuño et. al (2008) en especialistas (se alimentan de ≤ 2 tipos de presas dentro de un orden o suborden particular) y generalistas (se alimentan de > 2 tipos de presas dentro de uno o más ordenes o subordenes).

Tabla 7. Rangos de tallas corporales para los ensambles de anfibios y reptiles del BTS en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.

Grupo/Talla	Pequeño	Mediano	Grande	Extragrande
Anfibios	25-35 mm	36-100 mm	101-220 mm	-
Lagartijas	40-50 mm	51-100 mm	101-200 mm	< 200 mm
Serpientes	100-400 mm	401-1000 mm	< 1000 mm	-

5.4. Análisis estadísticos

Para evaluar diferencias en la riqueza de especies entre cada uno de los tratamientos en relación a los grupos funcionales se usaron modelos lineales generalizados (GLM) utilizando el paquete estadístico R. Debido a la naturaleza de los datos (conteos) se utilizó un error tipo Poisson.

VI. RESULTADOS

6.1 Herpetofauna muestreada

Con un esfuerzo de muestreo de 288 horas/persona (99 horas/persona por cada tratamiento; 32 horas/persona por cada una de las 9 parcelas) se registraron 40 especies (12 especies de anfibios, 14 especies de lagartijas, 13 especies de serpientes y una especie de tortuga) y 364 individuos (Tabla 2, Capítulo II, pg. 44). El 61% de los individuos se registraron en el Bosque Maduro, el 27% en el borde con vegetación perturbada y el 13% en el borde con pastizal. La composición de especies representó el 51% del total de las especies de herpetofauna que se reportan para la región (77 especies, excluyendo las especies de tortugas marinas; Ramírez-Bautista 1994). Mayor detalle en “Herpetofauna muestreada” en el capítulo II.

De acuerdo a la clasificación establecida en los grupos funcionales, en cuanto a la preferencia del hábitat en los anfibios se registraron cinco especies terrestres, seis especies arborícolas y una especie acuática; en las lagartijas se registraron seis especies terrestres, seis arborícolas y dos especies fosoriales; mientras que en las serpientes se registraron seis especies terrestres, cinco especies arborícolas y dos especies fosoriales (Tabla 8).

En cuanto a la talla corporal, para los anfibios se registraron tres especies de talla mediana y cinco especies de talla pequeña. Para las lagartijas se registraron dos especies de talla extragrande, tres especies de talla grande, siete especies de talla mediana y dos especies de talla pequeña; y para las serpientes se registraron tres especies de talla grande, siete especies de talla mediana y tres especies de talla pequeña (Tabla 8).

En cuanto al tipo de reproducción, en las especies de anfibios solo se registraron especies con desarrollo directo (una) y con desarrollo indirecto (11), todas las especies de reptiles presentaron reproducción ovípara (27).

En cuanto al tipo de alimentación todas las especies de anfibios se clasificaron como carnívoras por lo que no se realizaron análisis para este grupo (Tabla 8), mientras que se registraron 13 especies de lagartijas carnívoras y una especie herbívora. En las serpientes se registraron siete especies especialistas y seis especies generalistas por tipo de alimentación (Tabla 8).



Tabla 8. Atributos funcionales de las especies de anfibios y reptiles del BTS en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México.**ANFIBIOS**

Especies/Atributos	Hábitat			Hábitos		Reproducción		Tallas corporales		
	Terrestre	Arbóricola	Acuática	Diurno	Nocturno	Directa	Indirecta	Chico	Mediano	Grande
<i>Craugastor occidentalis</i>	x				x	x			x	
<i>Dendrosophus sartori</i>		x		x			x	x		
<i>Diaglena spatulata</i>		x		x			x			x
<i>Exerodonta smaragdina</i>		x		x			x	x		
<i>Hypopachus ustus</i>	x			x			x	x		
<i>Hypopachus variolosus</i>	x			x			x	x		
<i>Incilius marmoreus</i>	x			x			x		x	
<i>Lithobates forreri</i>			x		x		x			x
<i>Rinella marina</i>	x			x			x			x
<i>Smilisca baudinii</i>		x		x			x			x
<i>Smilisca fodiens</i>		x		x			x		x	
<i>Tlalocohyla smithii</i>		x		x			x	x		

LAGARTIJAS

Especies/Atributos	Hábitat			Hábitos		Alimentación		Tallas corporales			
	Terrestre	Arbóricola	Fosorial	Diurno	Nocturno	Carnívora	Herbívora	Pequeño	Mediana	Grande	Extragrande
<i>Anolis nebulosus</i>		x		x		x		x			
<i>Aspidoscelis communis</i>	x			x		x				x	
<i>Aspidoscelis deppei</i>	x			x		x			x		
<i>Aspidoscelis lineatissima</i>	x			x		x			x		
<i>Coleonyx elegans</i>	x				x	x			x		
<i>Ctenosaura pectinata</i>		x		x			x				x
<i>Gerrhonotus liocephalus</i>		x		x		x				x	
<i>Heloderma horridum</i>			x	x		x					x
<i>Holcosus undulatus</i>	x			x		x				x	
<i>Phyllodactylus lanei</i>		x			x	x			x		
<i>Plestiodon parvulus</i>			x	x		x			x		
<i>Sceloporus melanorhinus</i>		x		x		x			x		
<i>Sceloporus utiformis</i>	x			x		x			x		
<i>Urosaurus bicarinatus</i>		x		x		x		x			

SERPIENTES

Especies/Atributos	Hábitat			Hábitos		Alimentación		Tallas corporales		
	Terrestre	Arbóricola	Fosorial	Diurno	Nocturno	Especialista	Generalista	Pequeño	Mediana	Grande
<i>Agkistrodon bilineatus</i>	x				x		x		x	
<i>Conopsis vittatus</i>	x			x			x		x	
<i>Dipsas gaigae</i>		x			x	x		x		
<i>Drymarchon melanurus</i>	x			x			x			x
<i>Imantodes gemmistratus</i>		x			x		x		x	
<i>Leptodeira maculata</i>	x				x		x		x	
<i>Leptodeira uribei</i>	x				x	x			x	
<i>Leptophis diplotropis</i>		x		x		x				x
<i>Manolepis putnami</i>	x			x		x			x	
<i>Oxybelis aeneus</i>		x		x		x			x	
<i>Tantilla bocourti</i>			x		x	x		x		
<i>Tantilla calamarina</i>			x		x	x		x		
<i>Trimorphodon biscutatus</i>		x			x		x			x

6.2 Hábitat preferencial

El 80% de las especies de anfibios registradas para el BM y B-IP prefirieron el hábitat arborícola mientras que para el B-IVP el 60% de la especies prefirieron el hábitat terrestre. El modelo lineal generalizado mostró que existen diferencias significativas entre el hábitat usado por las especies ($X^2= 14.74$, 2gl, $P < 0.001$) y entre los tratamientos ($X^2= 38.87$, 2gl, $P < 0.001$), sin embargo en la interacción entre los tratamientos y la preferencia de hábitat solo se encontraron diferencias marginales ($X^2= 19.87$, 4gl, $P= 0.061$, Fig. 16a).

En cuanto al ensamble de lagartijas, en los sitios de BM se encontró la misma proporción entre especies arborícolas y terrestres (50%). Se puede observar que la riqueza de especies terrestres disminuye dependiendo de la matriz adyacente con respecto al BM, de igual manera disminuyen las especies arborícolas del BM hacia el borde independientemente de la matriz adyacente. Sin embargo la riqueza de especies terrestres es mayor en los sitios de B-IVP que en los B-IP, mientras que la riqueza de especies arborícolas es mayor en el B-IP que el B-IVP. La categoría de preferencia por hábitat fosorial solo estuvo representada en los sitios de B-IVP (Fig. 14b). El modelo lineal generalizado mostró que existen diferencias significativas entre el hábitat usado por las especies ($X^2= 112.83$, 2gl, $P<0.001$) y entre tratamientos ($X^2= 230.63$, 2gl, $P<0.001$); sin embargo en la interacción entre ambos no se encontraron diferencias significativas ($X^2= 28.42$, 4gl, $P= 0.123$, Fig. 16b).

Del ensamble de serpientes, en los sitios de BM se encontró la misma proporción de especies por preferencia de hábitat arborícola y terrestre (44%). En los sitios de B-IVP predominaron las especies arborícolas (50%). Mientras que en los sitios de B-IP se encontró la misma proporción de especies por preferencia de hábitat arborícola y terrestre (50%). Al igual que en las lagartijas las especies de serpientes arborícolas disminuyen del BM hacia el borde, con una menor riqueza en el B-IP, este mismo patrón se repite para las especies terrestres. La categoría de preferencia por hábitat fosorial no estuvo representada en los sitios de B-IP. El modelo lineal generalizado mostró que existen diferencias significativas entre el hábitat usado por las especies ($X^2= 8.02$, 2gl, $P= 0.008$) y entre tratamientos ($X^2= 4.96$, 2gl, $P= 0.05$); sin embargo en la interacción entre los tratamientos y la

preferencia de hábitat no se encontraron diferencias significativas ($X^2= 3.61$, 4gl, $P= 0.361$, Fig. 16c).

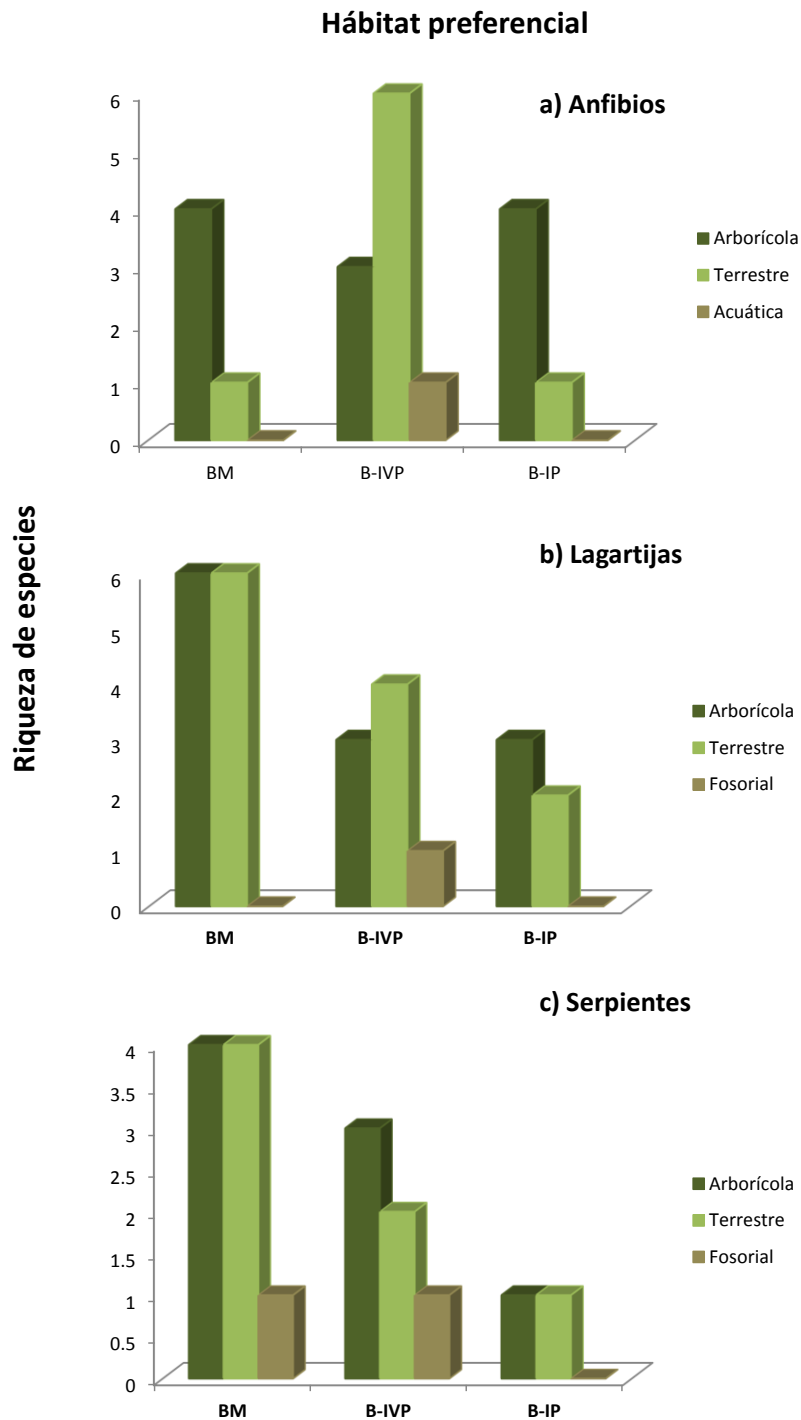


Fig. 16 Preferencia de hábitat de las especies de anfibios y reptiles del BM y las diferentes áreas de influencia de borde, en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

6.3 Hábito preferencial

En cuanto al ensamble de anfibios, en los tres tratamientos predominaron las especies de hábitos nocturnos (100% BM, 78% B-IVP y 80% B-IP), las especies por preferencia de hábito diurno estuvieron presentes únicamente en los sitios de borde (78% B-IVP y 80% B-IP); sin embargo, la riqueza de anfibios diurnos disminuye en los sitios de B-IP respecto a los sitios de B-IVP. El modelo lineal generalizado mostro diferencias significativas entre el periodo de actividad de las especies ($X^2= 37.84$, 1gl, $P < 0.001$) y entre los tratamientos ($X^2= 14.74$, 2gl, $P < 0.001$); sin embargo, en la interacción entre los tratamientos y la preferencia de hábito solo se encontraron diferencias significativas marginales ($X^2= 5.59$, 2gl, $P= 0.060$, Fig. 17a).

Del ensamble de lagartijas, en los tres tratamientos predominaron las especies de hábitos diurnos (83% BM, 88% B-IVP y 60% B-IP); aunque, la riqueza de especies diurnas disminuye en los sitios de borde en relación a la matriz adyacente con respecto al BM. El modelo lineal generalizado mostro diferencias significativas entre el periodo de actividad de las especies ($X^2= 19.34$, 1gl, $P < 0.001$); sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ($X^2= 2.85$, 2gl, $P= 0.240$), ni en la interacción entre los tratamientos y la preferencia de hábito ($X^2= 5.11$, 2gl, $P= 0.077$, Fig. 17b).

En cuanto al ensamble de serpientes, las especies de hábitos nocturnos predominaron en los sitios de BM (56%), mientras que en los sitios de borde se encontró la misma proporción entre especies diurnas y nocturnas; aunque la riqueza de especies tanto diurnas como nocturnas disminuye en los sitios de borde en relación a la intensidad de la matriz adyacente. El modelo lineal generalizado no mostro diferencias significativas entre el periodo de actividad de las especies ($X^2= 0.20$, 1gl, $P= 0.65$), ni entre tratamientos ($X^2= 4.96$, 2gl, $P= 0.083$), ni en la interacción entre la preferencia de hábito y los tratamientos ($X^2= 0.23$, 2gl, $P= 0.89$, Fig. 17c).

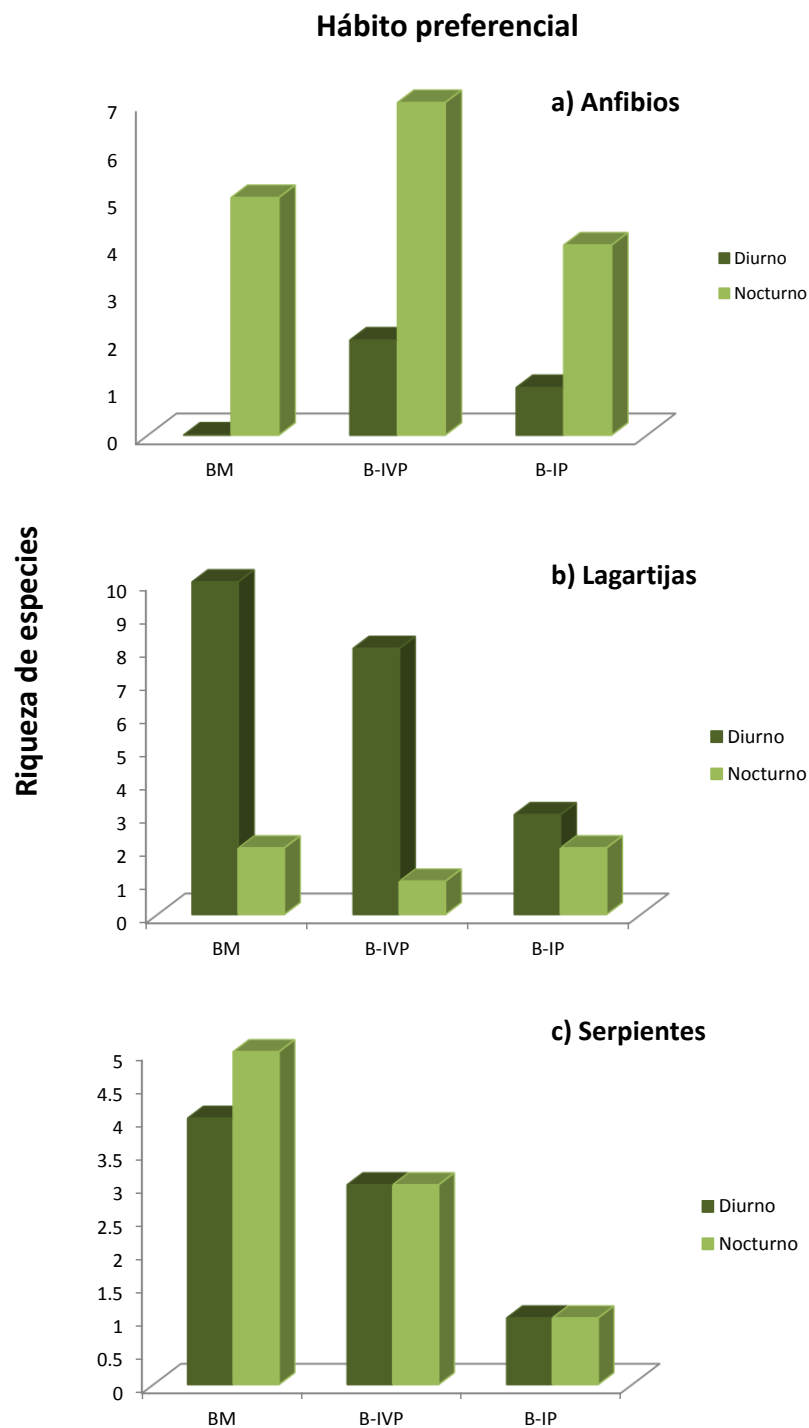


Fig. 17 Preferencia de hábito de las especies de anfibios y reptiles del BM y las diferentes áreas de influencia de borde, en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

6.4 Tallas corporales

Respecto al tamaño corporal, las especies de anfibios de talla pequeña predominaron en los sitios de BM (60%) y disminuyen en los sitios de borde en relación a la matriz adyacente, mientras que en los sitios de borde predominaron las especies de talla grande (56% en los sitios de B-IVP y 60% en los sitios de B-IP), aunque la riqueza de especies de talla grande se ve afectada en relación a la matriz adyacente. En el modelo lineal generalizado no se encontraron diferencias significativas en el tamaño corporal ($X^2= 0.55$, 2gl, $P= 0.75$), ni entre tratamientos ($X^2= 2.38$, 2gl, $P= 0.30$); tampoco se encontraron diferencias en la interacción entre las tallas corporales y los tratamientos ($X^2= 4.16$, 4gl, $P= 0.38$, Fig. 18a).

Por su parte, las especies de lagartijas de tamaño mediano dominaron en los tres tratamientos (50% en los sitios de BM, 56% en los sitios de B-IVP y 60% en los sitios de B-IP); aunque la riqueza de especies medianas disminuye en los sitios de borde en relación a la matriz adyacente. Las especies de talla extra-grande solo estuvieron presentes en los sitios de BM y B-IVP. El modelo lineal generalizado mostro diferencias significativas entre el tamaño corporal ($X^2= 25.65$, 3gl, $P < 0.001$) y entre tratamientos ($X^2= 4.32$, 2gl, $P= 0.001$); sin embargo no se encontraron diferencias significativas en la interacción entre las tallas corporales y los tratamientos ($X^2= 2.67$, 6gl, $P= 0.31$, Fig. 18b).

En cuanto al ensamble de serpientes, en los sitios de BM y B-IVP predominaron las especies de talla mediana (67% y 50% respectivamente), aunque la riqueza de especies de talla mediana disminuye hacia los borde en relación a la matriz adyacente con respecto al BM. En los sitios de B-IP solo se encontró una especie de serpiente de talla mediana y una especie de talla grande; las especies de talla pequeña solo estuvieron presentes en los sitios de BM y B-IVP. El modelo lineal generalizado mostró diferencias significativas entre las tallas corporales ($X^2= 8.48$, 2gl, $P= 0.006$), sin embargo no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($X^2= 4.96$, 2gl, $P= 0.05$) ni en la interacción entre las tallas corporales ($X^2= 4.96$, 4gl, $P= 0.05$, Fig. 18c).

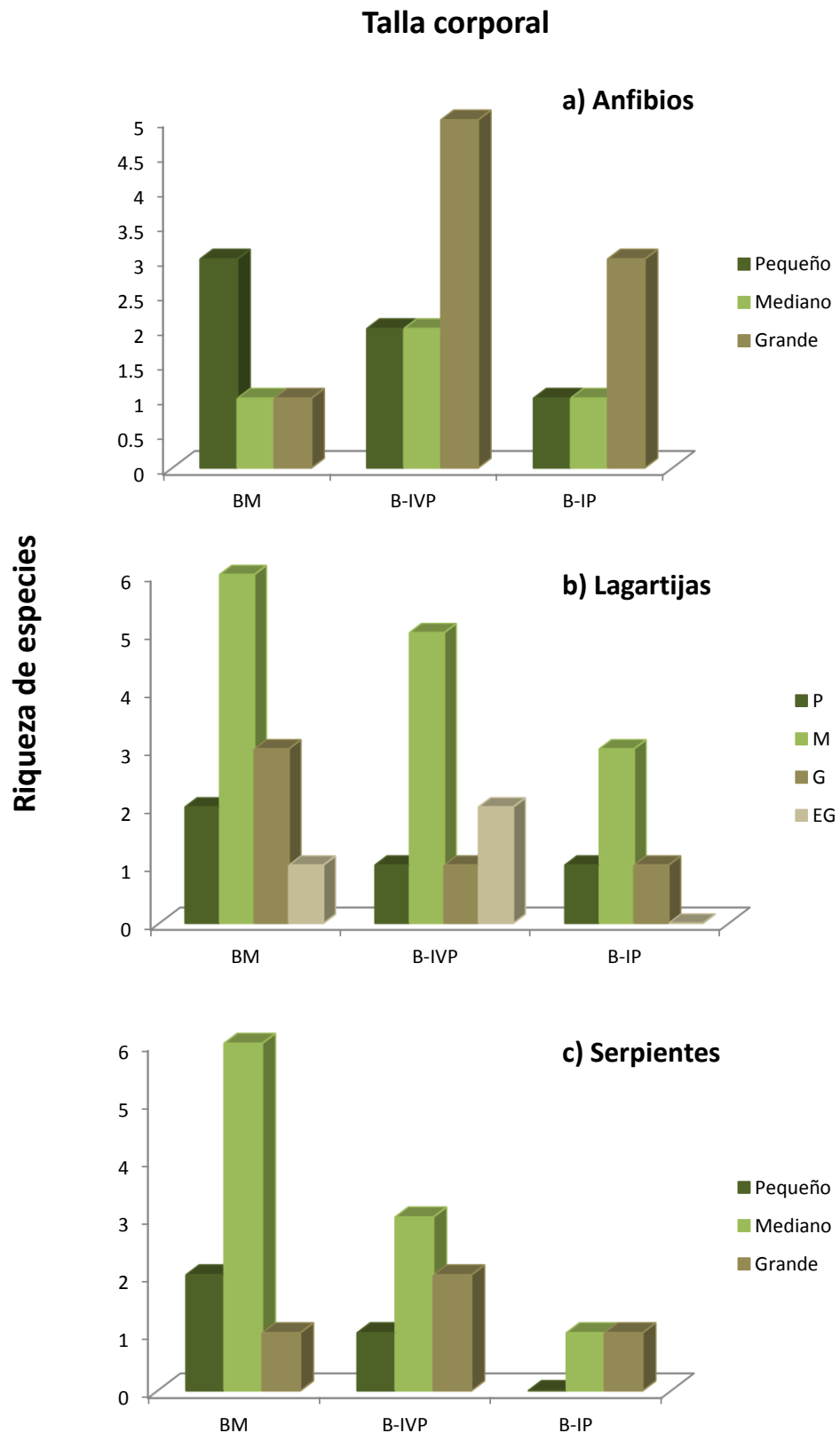


Fig. 18 Tallas corporales de las especies de anfibios y reptiles del BM y las diferentes áreas de influencia de borde en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

6.5 Modo reproductivo

En el caso de los anfibios, solo se registraron especies de dos de los cuatro modos reproductivos reportados para la región de Chamela. Las especies de anfibios de desarrollo indirecto fueron las que dominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies de desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde (B-IVP y B-IP). El modelo lineal generalizado mostro diferencias significativas entre los modos reproductivos ($X^2= 20.71$, 1gl, $P < 0.001$); sin embargo, no se encontraron diferencias entre tratamientos ($X^2= 2.38$, 2gl, $P= 0.26$) ni en la interacción entre el modo reproductivo y los tratamientos ($X^2= 2.23$, 2gl, $P= 0.29$, Fig. 19).

En el caso de las lagartijas y las serpientes todas las especies encontradas en los tres tratamientos son de reproducción ovípara, de modo que no se realizaron análisis para estos ensambles.

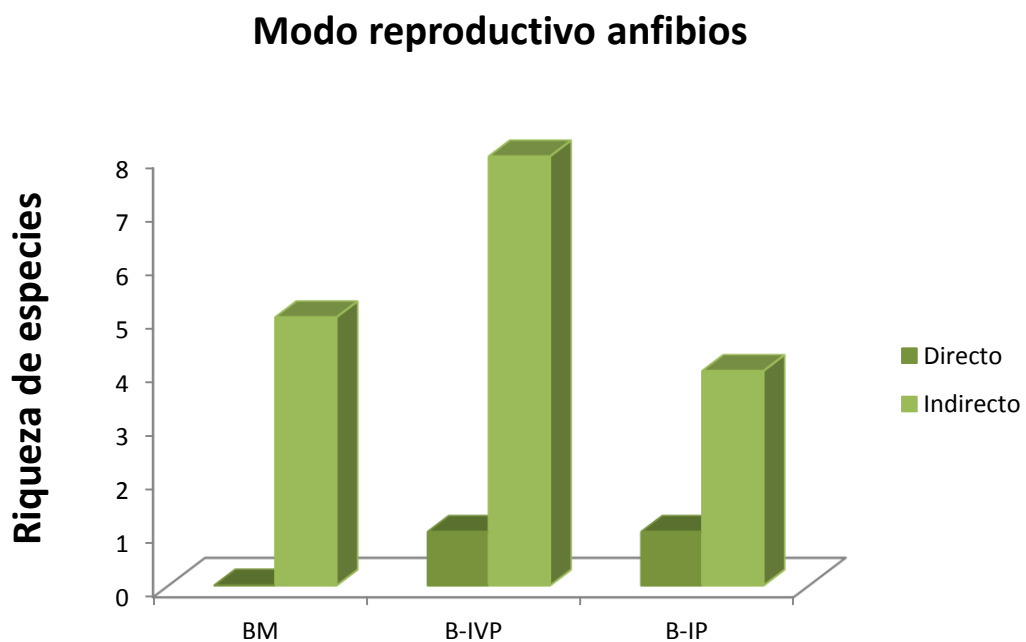


Fig. 19 Modo reproductivo de las especies de anfibios del BM y las diferentes áreas de influencia de borde en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

6.6 Tipo de alimentación

Todas las especies de anfibios fueron agrupadas en una sola categoría de alimentación (carnívoros). De modo que no se realizaron análisis para este ensamble.

En cuanto al ensamble de lagartijas, en los tres tratamientos dominaron las especies carnívoras; aunque la mayor riqueza de especies carnívoras se encuentra en los sitios de BM y disminuye hacia los bordes en relación a la matriz adyacente. Las especies herbívoras solo se encontraron en los sitios de BM y B-IVP. El modelo lineal generalizado mostró diferencias entre el tipo de alimentación ($X^2= 53.82$, 1gl, $P < 0.001$) y entre tratamientos ($X^2= 4.32$, 2gl, $P= 0.02$); sin embargo en la interacción entre el tipo de alimentación y los tratamientos no se encontraron diferencias ($X^2= 1.04$, 2gl, $P=0.40$, Fig. 20a).

Respecto al ensamble de serpientes, las especies especialistas predominaron en los sitios de BM (67%), mientras que en los sitios de B-IVP y B-IP se encontró la misma proporción entre serpientes especialistas y serpientes generalistas (50%), aunque la riqueza de especies tanto generalistas como especialistas disminuye en los bordes en relación a la matriz adyacente. El modelo lineal generalizado no mostro diferencias en el tipo de alimentación de las serpientes ($X^2= 1.83$, 1gl, $P= 0.18$), ni entre tratamientos ($X^2= 4.96$, 2gl, $P= 0.09$), ni en la interacción entre ambos ($X^2= 0.87$, 2gl, $P= 0.66$, Fig. 20b).

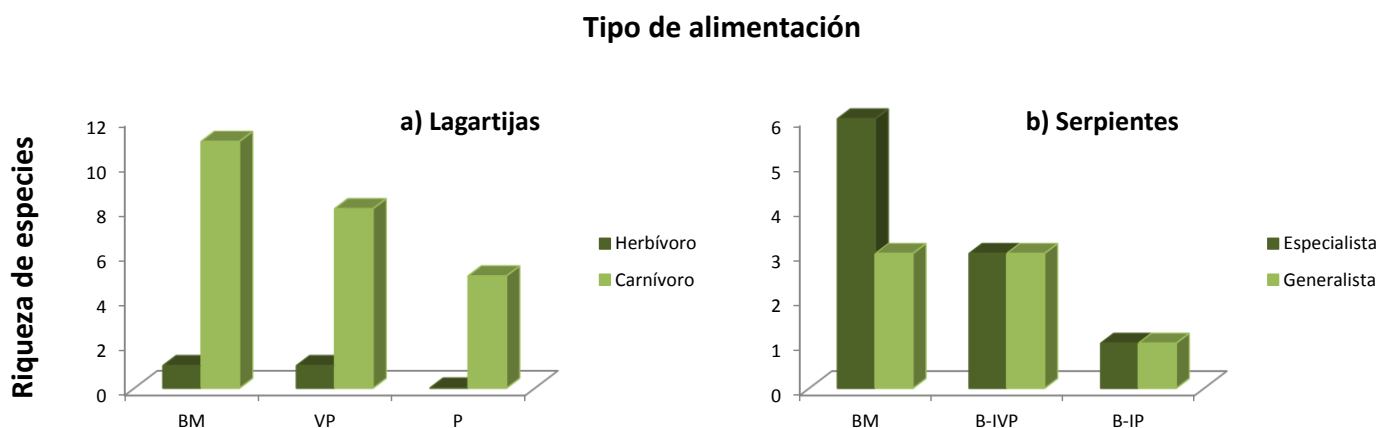


Fig. 20 Tipo de alimentación de las especies de lagartijas y serpientes del BM y las diferentes áreas de influencia de borde en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. BM= Bosque maduro, B-IVP= Borde con influencia de Vegetación Perturbada y B-IP= Borde con influencia de Pastizal.

VII. DISCUSIÓN

La clasificación de la riqueza por preferencia de hábitat es una forma de agrupación que aporta información importante para evidenciar la respuesta de los anfibios y reptiles ante el disturbio (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). En este estudio, las especies de anfibios arborícolas predominaron en los sitios de BM y B-IP, mientras que los anfibios terrestres predominaron en los sitios de B-IVP. Aunque parezca contradictorio, la presencia de ranas arborícolas en bosque maduro y en el borde abrupto (B-IP) se explica debido a que las ranas arborícolas del BM son de talla pequeña, mientras que las ranas arborícolas del B-IP son de talla grande y por consiguiente son más resistentes a la perturbación del hábitat (Suazo-Ortuño et al 2008). En el caso de las lagartijas y las serpientes, las especies arborícolas y terrestres disminuyeron en relación a la intensidad de la matriz adyacente, siendo mayor la riqueza de estos grupos de especies en los sitios de BM. Esto coincide con los trabajos que reportan mayor riqueza de especies arborícolas al interior del bosque maduro (Urbina-Cardona y Reynoso 2005). La categoría por preferencia de hábitat fosorial solo estuvo presente en los sitios de B-IVP.

La clasificación de las especies por tipo de hábito refleja simplemente la preferencia natural de la mayoría de anfibios por la actividad nocturna y la de las lagartijas por la actividad diurna, mientras que para el ensamble de serpientes se encontró un equilibrio entre especies diurnas y nocturnas en los tres tratamientos. Aunque se puede observar que la riqueza de especies de lagartijas y serpientes por preferencia de hábito disminuyen en relación a la intensidad de la matriz adyacente.

En cuanto a la talla corporal, las especies de anfibios de talla pequeña tienden a permanecer en los sitios de BM, mientras que las especies de talla grande se encuentran en los sitios de borde; por su parte, tanto las especies de lagartijas como de serpientes de talla mediana y grande predominan en los tres tratamientos, lo que coincide con otros trabajos que reportan este mismo patrón (e.g. Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006, Suazo-Ortuño et. al 2008). Este patrón de distribución según la talla corporal puede estar dado por aspectos ecofisiológicos de las especies. Mazerolle (2001) plantea que los

organismos de talla grande se encuentran más adaptados al disturbio y son menos sensibles a la desecación. De modo que las especies de talla pequeña, sobre todo las especies de anfibios pueden llegar a desecarse más rápidamente en los sitios de borde y por ello tienden más a permanecer en los sitios al interior del bosque maduro.

De acuerdo al modo reproductivo, las especies de anfibios con desarrollo indirecto dominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies con desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde; estos resultados son contrastantes con otros estudios, ya que la mayoría reportan que las especies de anfibios con desarrollo directo tienden a evadir los sitios de borde (e.g. Schlaepfer y Gavin 2001, Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et. al 2006, Suazo-Ortuño et. al 2008), esta preferencia de las especies de desarrollo directo por los sitios de borde puede deberse a que en los sitios de borde se registraron mayores valores de humedad tanto ambiental como del sustrato. De acuerdo con Gascon (1993) y Pearman (1997) los bordes pueden llegar a ser benéficos para ciertas especies de anfibios y reptiles siempre y cuando estos les provean mejores oportunidades reproductivas y de forrajeo o menores rangos de depredación y parasitismo.

Finalmente, en cuanto a la alimentación, todas las especies de anfibios fueron clasificadas como carnívoras. En el caso de las lagartijas, las especies carnívoras predominaron en los tres tratamientos, aunque la riqueza de éstas disminuyó en los sitios de borde en relación a la intensidad de la matriz adyacente con respecto al BM, se ha reportado que las especies de reptiles carnívoras se ven negativamente afectadas con la perturbación (Forys 2002); las especies de lagartijas herbívoras solo se encontraron en los sitios de BM y en el borde gradual (B-IVP) contrario a lo reportado por trabajos que mencionan que las especies de lagartijas herbívoras se ven beneficiadas en sitios perturbados (Forys 2002). En cuanto a las serpientes, las especies especialistas predominaron en los sitios de BM, mientras que en los sitios de borde se encontró la misma proporción entre especies especialistas y generalistas. Al igual que las lagartijas, se puede observar que la riqueza de especies de serpientes tanto especialistas como generalistas disminuyó en los sitios de borde.

Como han discutido varios autores, entender la respuesta de las especies desde el punto de vista funcional puede contribuir a entender mejor su papel en el ecosistema, así como dilucidar patrones sobre el papel particular de grupos de especies no necesariamente emparentadas y su respuesta a la fragmentación del hábitat que van más allá del mero contexto taxonómico. Este estudio muestra que en el caso de los anfibios el tipo de matriz adyacente a los bordes modifica diferencialmente la riqueza de los grupos funcionales, mientras que en los reptiles la matriz adyacente afecta negativamente la riqueza de especies por grupo funcional.

VIII. CONCLUSIONES

Las especies de anfibios arborícolas predominaron en los sitios de BM y B-IP, mientras que los anfibios terrestres predominaron en los sitios de B-IVP. En el caso de las lagartijas y las serpientes, las especies arborícolas y terrestres disminuyeron en relación a la intensidad de la matriz adyacente, siendo mayor la riqueza de estos grupos de especies en los BM.

La clasificación de las especies por tipo de hábito refleja simplemente la preferencia natural de la mayoría de los anfibios por la actividad nocturna y la de los reptiles por la actividad diurna.

En cuanto a la talla corporal, las especies de anfibios de talla pequeña tienden a permanecer en los sitios de BM, mientras que las especies de talla grande se encuentran en los sitios de borde.

Tanto las especies de lagartijas como de serpientes de talla mediana y grande predominan en los tres tratamientos.

De acuerdo al modo reproductivo, las especies de anfibios con desarrollo indirecto dominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies con desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde.

En cuanto a la alimentación, las especies de lagartijas carnívoras dominaron en los tres tratamientos, aunque la riqueza de estas disminuyó en relación a la intensidad de la matriz adyacente. En el caso de las serpientes, las especies especialistas dominaron en los sitios de BM, mientras que en los bordes se encontró la misma proporción entre especialistas y generalistas.

Este estudio muestra que en el caso de los anfibios el tipo de matriz adyacente a los bordes modifica diferencialmente la riqueza de los grupos funcionales, mientras que en los reptiles la matriz adyacente afecta negativamente la riqueza de especies por grupo funcional.



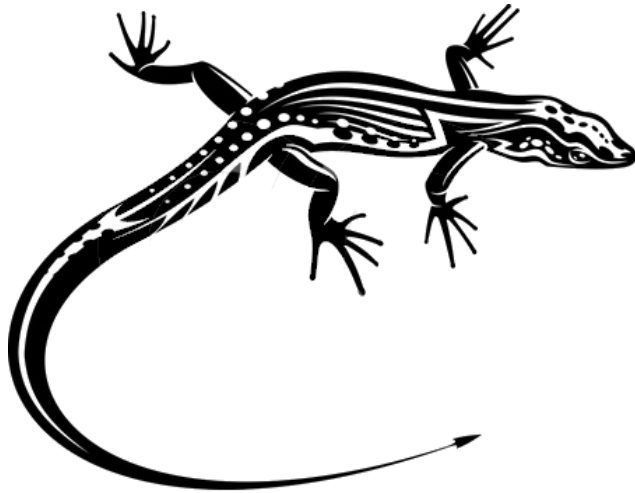
IX. LITERATURA CITADA

- Blaum, N., Mosner, E., Schwager, M. y Jeltsch, F. 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. *Biodivers Conserv* 20: 2333–2345.
- Bullock, S. H. 1988. Rasgos ambientales del ambiente físico y biológico de Chamela, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana* 77: 5-17.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A. y Mooney, H. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, Nueva York.
- de Bello, F., Lavorel, S., Diaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering, D., Martin da Silva, P., Potts, S. G., Sandin, L., Sousa, J. P., Storkey, J., Wardle, D. A., Harrison, P. A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers Conserv* 19: 2021-2947.
- Duckworth, J. C., Kent, M. y Ramsay, P. M. 2000. Plant functional types: An alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Progress in Physical Geography* 24: 515-542.
- Forys, E. A. y Craig, R. A., Functional Group Change within and across Scales following Invasions and Extinctions in the Everglades Ecosystem. 2002. *Ecosystems* 5(4): 339-347.
- Gascon, C. 1993. Breeding habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. *Biodiversity and Conservation*, 2: 438-444.
- García A. y Ceballos G. 1994. Guía de campo de los reptiles y anfibios de la costa de Jalisco, México. Instituto de biología, Universidad Autónoma de México.

- Gitay, H., e I. H. Noble. 1997. What are functional types and how should we seek them?, en T. M. Smith, H. H. Shugart y F. I. Woodward (eds.), Plant functional types: Their relevance to ecosystem properties and global change. International Geosphere-Biosphere Programme Book Series, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-19.
- Hooper, D. U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M. O. 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning, en M. Loreau, S. Naeem y P. Inchausti (eds.), Biodiversity and ecosystem functioning: Synthesis and perspectives. Oxford University Press, Nueva York, pp. 195-208.
- Lavorel, S., y Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Martínez, R. M. 2008. Grupos funcionales, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 365-412.
- Mazerolle, M. J. 2001. Amphibian activity, movement patterns, and body size in fragmented peat bogs. *Journal of Herpetology*, 35(1): 13-20.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Moretti, M., de Bello F., Roberts, S. P. M., Potts, S. G. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *J Anim Ecol* 78:98-108.
- Nava- Cruz, Y. 2006. Caracterización del efecto de borde en fragmentos del bosque tropical seco de Chamela, Jal. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, Doctorado en Ciencias Biológicas, UNAM.

- Niemi, G. J., McDonald, M. 2004. Application of ecological indicators. *Annu Rev Ecol Syst* 35:89–111.
- Noguera, A., J. H. Vega, A. N. García y M. Quesada. 2002. Historia natural de Chamela. Instituto de biología Universidad Autónoma de México.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355–364.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11: 1211-1225.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley Interscience. Nueva York. 159 pp.
- Ramírez-Bautista A. 1994. Manual y claves ilustradas de los anfibios y reptiles de la región de Chamela, Jalisco, México. Instituto de biología (cuaderno 23) Universidad Autónoma de México.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monograph* 37: 317-350.
- Schlaepfer M. y T. Gavin. 2001. Edge effect on lizard and frogs in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 15(4): 1079-1090.
- Smith, T. M., Shuggart, H. H. y Woodward, F. I. 1997. Plant functional types: Their relevance to ecosystem properties and global change. *International Geosphere-Biosphere Programme Book Series*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Suazo-Ortuño, I., J. J. Alvarado-Díaz y M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of Conversion of Dry Tropical Forest to Agricultural Mosaic on Herpetofaunal Assamblages. *Conservation Biology* 22 (2): 362-374.

- Teder, T., Moora, M., Roosalu, E., Zobel, K., Partel, M., Koljalg, U., Zobel, M. (2007) Monitoring of biological diversity: a common-ground approach. *Conserv Biol* 21(2): 313–317.
- Toledo-Aceves, M. T. y F. García-Oliva. 2008. Effect of forest-pasture edge on soil nutrients in a tropical deciduous forest. *Ecological Research* 23: 271 -280.
- Urbina-Cardona, J.N. y V.H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Pp. 191–207. *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, Vol. 4. In: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.). *Monografías Tercer Milenio Vol.4* Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España.
- Urbina-Cardona, J.N., M. Olivares-Pérez, y V.H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132: 61-75.



CAPITULO IV

Discusión general y Perspectivas



I. DISCUSIÓN GENERAL

A pesar de que el efecto de borde en bosques fragmentados es una de las temáticas más estudiadas en el ámbito de la ecología (Ries et al. 2004, Harper et al. 2005), son pocos los trabajos que evalúan el efecto de borde sobre comunidades herpetofaunísticas; aun así, estos trabajos se centran en comunidades de anfibios y reptiles de bosques templados o bosques tropicales lluviosos, lo que puede ser poco representativo para las especies de anfibios y reptiles que habitan el bosque tropical seco (BTS).

En este trabajo, de manera general encontramos un efecto de borde marcado sobre la abundancia de las especies de anfibios y reptiles, el cual podría estar influenciado por la intensidad de la matriz adyacente. Aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad, se puede observar una tendencia por este mismo patrón; es decir, mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies en los sitios de bosque maduro (BM), seguido por los sitios de borde gradual (B-IVP) y finalmente los menores valores se registraron en los sitios de borde abrupto (B-IP). Estos resultados son contrastantes con otros trabajos que han evaluado el efecto de borde en comunidades herpetofaunísticas, ya que mientras algunos estudios no reportan efecto de borde en abundancia, riqueza y diversidad (Dixo y Martinis 2008), otros solo reportan un ligero efecto de borde distinguiendo entre especies que prefieren o evaden los bordes (DeMaynadier y Hunter 1995, Lehtinen et al. 2003)., hasta aquellos que reportan un aumento en la riqueza de especies en los sitios de borde (Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006). En el caso de este estudio y debido a que se trata de un bosque tropical seco donde predominan las temperaturas altas, quizá los sitios de bosques maduro provean de mejores condiciones ambientales para la permanencia de las especies (e.g. al interior del bosque se presentan menores temperaturas ambientales en comparación con los bordes independientemente del tipo de matriz adyacente).

Al evaluar el efecto de borde por grupos taxonómicos se puede observar un efecto diferencial para cada ensamble. En el caso de los anfibios, la mayor abundancia de especies se registró en los sitios de BM; sin embargo, la mayor riqueza se encontró en los sitios de borde gradual (B-IVP). Los resultados son

contrastantes, pues se ha documentado que las especies de anfibios se ven negativamente afectadas por los bordes (Marsh y Pearman 1997, DeMaynadier y Hunter 1998, Gibbs 1998, Schaeffer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona et al. 2006); sin embargo, se ha reportado también que los bordes pueden llegar a ser benéficos para ciertas especies de anfibios y reptiles siempre y cuando estos les provean mejores condiciones para su permanencia (Gascon 1993, Pearman 1997). Aún y cuando no se encontraron diferencias significativas en los valores de las variables ambientales, se puede observar que los sitios de borde presentan mayor humedad que los sitios de BM, lo que puede estar favoreciendo la riqueza de especies en estos sitios dados los requerimientos fisiológicos de los anfibios.

En el caso de los reptiles, tanto las lagartijas como las serpientes presentaron mayores valores de abundancia y riqueza de especies en los sitios de BM; de igual manera estos resultados contradicen lo reportado en otros trabajos, pues se ha documentado que algunas especies de lagartijas y serpientes son menos sensibles a la presencia de un borde ya que tienden a ser más abundantes en los sitios de borde (Weatherhead y Charland 1985, Durner y Gates 1993, Keller y Heske 2000, Schlaepfer y Gavin 2001, Blouin-Demers y Weatherhead 2001, Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006, Carfagno et al. 2006, Scali et al. 2008).

Por otro lado, al evaluar el efecto de borde en las especies por grupos conceptuales se pueden observar resultados interesantes. En el caso de los anfibios, las especies con preferencia de hábitat arborícola predominaron en los sitios de BM y B-IP, mientras que las especies de hábitos terrestres predominaron en los sitios de B-IVP. Sin embargo, en los sitios de BM predominaron las especies pequeñas, mientras que en los sitios de borde predominaron las especies de talla grande. Este patrón de distribución según la talla corporal puede estar dado por aspectos ecofisiológicos de las especies. Mazerolle (2001) plantea que los organismos de talla grande se encuentran más adaptados al disturbio y son menos sensibles a la desecación. De modo que las especies de talla pequeña, sobre todo las especies de anfibios pueden llegar a desecarse más rápidamente en los sitios de borde y por ello tienden más a permanecer en los sitios al interior del bosque maduro. Estos resultados coinciden con otros trabajos similares que reportan un

incremento de especies de anfibios arborícolas y de talla pequeña en el interior de la selva tropical (Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006, Suazo-Ortuño et. al 2008). En cuanto a los modos reproductivos de los anfibios, en este trabajo solo se encontraron especies de dos modos de los cuatro reportados para la región. Las especies de desarrollo indirecto dominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies de desarrollo directo solo se encontraron en los sitios de borde. Este resultado es contrario a lo reportado por otros trabajos, pues se ha documentado que las especies de anfibios con desarrollo directo tienden a evadir los sitios de borde y a encontrarse en zonas de bosque conservado (Schlaepfer y Gavin 2001, Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006, Suazo-Ortuño et. al 2008). Esto puede deberse a que los sitios de borde presentaron mayores valores de humedad tanto ambiental como del sustrato, lo que podría favorecer la permanencia de estas especies. El grupo funcional de hábito refleja simplemente la preferencia natural de la mayoría de anfibios por la actividad nocturna.

En el caso de las lagartijas y las serpientes, la riqueza por preferencia de hábitat arborícola fue mayor en los sitios de BM y disminuyó en los sitios de borde en relación a la intensidad de la matriz adyacente; es decir, la mayor riqueza se encuentra en los sitios de BM, seguido por los sitios de borde gradual (B-IVP) y finalmente por los sitios de borde abrupto (B-IP). Este mismo patrón sucede con las especies de hábitat terrestre. En cuanto a la talla corporal, las especies de lagartijas y serpientes de talla mediana predominaron en los tres tratamientos, seguidas por las especies de talla grande, de igual manera la riqueza de especies por talla corporal disminuyó en relación a la intensidad de la matriz adyacente. Aunque se ha documentado que las especies de reptiles son menos sensibles a la presencia de un borde, estudios similares han reportado un aumento en la riqueza de especies arborícolas y de talla grande en los sitios al interior del bosque tropical (Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006), lo que coincide con nuestros resultados. Respecto a la alimentación; las especies de lagartijas carnívoras dominaron en los tres tratamientos, mientras que las especies herbívoras solo se encontraron en los sitios de BM y en los sitios de borde gradual (B-IVP); estudios han demostrado que las especies carnívoras se ven perjudicadas con la perturbación (Forys 2002) lo cual coincide con nuestros resultados puesto

que la riqueza de especies carnívoras disminuye en relación a la intensidad de la matriz adyacente. En el caso de las serpientes las especies especialistas dominaron en los sitios de BM, mientras que en los sitios de borde se encontró la misma proporción entre especies especialistas y generalistas, aunque la riqueza de especies tanto especialistas como generalistas disminuyó hacia los bordes en relación a la intensidad de la matriz adyacente. Estos resultados concuerdan con trabajos que reportan mayor riqueza de especies de serpientes especialistas en sitios conservados (Suazo-Ortuño et. al 2008). El grupo funcional de hábito refleja simplemente la preferencia natural de la mayoría de los reptiles por la actividad diurna.

De acuerdo con lo anterior, es evidente que aún y cuando existen una gran cantidad de estudios que documentan el efecto de borde sobre las especies de herpetofauna (Vallan 2000, Lehtinen et al. 2003, Schaepfer y Gavin 2001, Jellinek et al. 2004, Urbina-Cardona y Reynoso 2005, Urbina-Cardona et al. 2006), los anfibios y reptiles del bosque tropical seco responden de manera diferente a lo reportado para bosques templados y húmedos. Desafortunadamente, no existe ningún trabajo previo en bosques secos que permitan comparar estos resultados, lo que sí es evidente, es que para los BTS el tipo de matriz adyacente a los bordes es relevante para la conservación y mantenimiento de la herpetofauna y que los bordes de manera general tienen un efecto negativo tanto para los anfibios como para las lagartijas y las serpientes.

II. PERSPECTIVAS

La alta degradación y fragmentación a la que están actualmente sujetos los ecosistemas tropicales hace que sea urgente el entendimiento de sus impactos sobre las comunidades en estos ambientes. El nivel de heterogeneidad y el grado de contraste entre hábitats (bordes suaves y abruptos) en bosques tropicales determinará la capacidad de recuperación de los mismos, la penetración de los efectos de borde y la capacidad de las especies animales a adaptarse y moverse dentro de distintos hábitats perturbados. En el caso de la herpetofauna es evidente la falta de estudios que evalúen el efecto de borde en tipos de ambientes como el bosque tropical seco; hasta ahora los estudios del efecto de borde sobre los ensambles de anfibios y reptiles arrojan resultados contradictorios, por lo que quizá sea más importante evaluar el efecto de borde a nivel específico, considerando además su efecto en los diferentes paisajes y ambientes climáticos ya que en el caso de los anfibios y reptiles las especies presentan un amplio rango de tolerancia ecofisiológica dentro de los ensambles y responden diferencialmente al rango de variables ambientales que ocurren en los bordes, influyendo a su vez en las afinidades de las especies a las diferentes condiciones del hábitat.

Por otro lado, la clasificación de las especies en grupos funcionales es una herramienta útil que puede contribuir a entender mejor el papel de las especies en el ecosistema, así como dilucidar patrones sobre el papel particular de grupos de especies no necesariamente emparentadas y su respuesta a la fragmentación del hábitat que van más allá del mero contexto taxonómico; sin embargo, actualmente los estudios sobre grupos funcionales se han desarrollado en contado número de sitios y ecosistemas en México, por lo que es muy importante incentivar y llevar a cabo investigaciones sobre biodiversidad y grupos funcionales. Finalmente, la evidencia acumulada hasta nuestros días muestra la complejidad del efecto de borde, lo cual debe dirigir la futura investigación a establecer hipótesis basadas en el conocimiento previo de los procesos ecológicos a estudiarse. Este conocimiento será básico para establecer estrategias de recuperación de hábitats o estimar el impacto de la fragmentación en la persistencia de especies especialistas del bosque.

III. LITERATURA CITADA

- Blouin-Demers, G., K. J. Kissner, y P. J. Weatherhead. 2000. Plasticity in preferred body temperature of young snakes in response to temperature during development. *Copeia* 2000:841–845.
- Carfagno, G. L. F., E. J. Heske, y P. J. Weatherhead. 2006. Does mammalian prey abundance explain forest-edge use by snakes? *Ecoscience* 13:293–297.
- DeMaynadier, P. G., y M. L. Hunter Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230–261.
- Dixo, M. y M. Martins. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest?. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 551-554.
- Durner, G. M., y J. E. Gates. 1993. Spatial ecology of black rat snakes on Remington Farms, Maryland. *Journal of Wildlife Management* 57:812–826.
- Gascon, C. 1993. Breeding habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. *Biodiversity and Conservation*, 2: 438-444.
- Gibbs, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13: 263-268.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P., Chen, J., Brososky, K. D., Saunders, S., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. y Esseen, P. A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19:768–782.

- Jellinek, S., Driscoll, D.A. y Kirkpatrick, J.B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29:294–304.
- Keller, W. L., y E. J. Heske. 2000. Habitat use by three species of snakes at the Middle Fork Fish and Wildlife Area, Illinois. *Journal of Herpetology* 34:558–564.
- Lehtinen, R. M., J. B. Ramanamanjato, y J. G. Raveloarison. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12: 1357–1370.
- Mazerolle, M. J. 2001. Amphibian activity, movement patterns, and body size in fragmented peat bogs. *Journal of Herpetology*, 35(1): 13-20.
- Ries L., Fletcher R. J. J., Battin J. y Sisk T .D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:491–522.
- Scali, S., M. Mangiacotti, y A. Bonardi. 2008. Living on the edge: habitat selection of *Hierophis viridiflavus*. *Acta Herpetologica* 3:85–97.
- Suazo-Ortuño, I., J. J. Alvarado-Díaz y M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of Conversion of Dry Tropical Forest to Agricultural Mosaic on Herpetofaunal Assamblages. *Conservation Biology* 22 (2): 362-374.
- Urbina-Cardona, J. N. y V. H. Reynoso. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*, Monografías Tercer Milenio Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España 4 (15): 191–207 pp.

Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez y R. V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pastures-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Tuxtlas Biosphere of Veracruz, México. *Biological Conservation* 132: 61-75 pp.

Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96:31-43.

Weatherhead, P. J., y M. B. Charland. 1985. Habitat selection in an Ontario population of the snake, *Elaphe obsoleta*. *Journal of Herpetology* 19:12-19.