

# *The Mexican Naturalist*

*Revista oficial del Curso de Campo*

*Ecología y Conservación del Bosque Tropical Húmedo*



*Estación Chajul,  
Reserva de la Biósfera Montes Azules, Chiapas  
15 al 28 marzo de 2012  
Volumen 3*

## **Coordinador:**

Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez

## **Profesores Invitados:**

- Dr. Frans Bongers, Wageningen University, Holanda
- M. en C. Madelon Lohbeck, Wageningen University, Holanda
- M. en C. Arturo González-Zamora, Instituto de Ecología A.C., Xalapa

## **Estudiantes:**

Ana Laura Nolasco Vélez	laura_nolasco3@hotmail.com
Ángel Gabriel Becerra Vázquez	eljusticiador@hotmail.com
Alberto Echeverria Serur	echeverria.alberto@gmail.com
Emilia Carrara Castilleja	emi_castilleja@yahoo.com.mx
Giovanni Vicente Russildi Gallegos	bongiovannirussildi@hotmail.com
Hilda Alejandra Sánchez de Jesús	euferales@gmail.com
Carolina Rojas Chávez	capneo_crc@hotmail.com
Gloria Karina Pérez Elissetche	biokari_peg@hotmail.com
Diana Elizabeth Flores Ramírez	folken_dia@hotmail.com
Laura Alexandra Rengifo Correa	larecorr@gmail.com
Angela María Mendoza Henao	amendoza@cieco.unam.mx
Aseneth Ureña Ramon	ase_ure@hotmail.com
Omar Maya García	bonham_maya@yahoo.com.mx
Verónica Noemí Zepeda Martínez	vero.zpd@gmail.com
Monica Vianey Orduña Villaseñor	monikvianney55@hotmail.com
Rocío Aguilar Fernández	rocio.afdz@gmail.com

# Trabajos grupales

- Efecto de factores bióticos y abióticos sobre el reclutamiento de plántulas en letrinas de monos araña en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas.** Rojas-Chávez C, Sánchez-de Jesús HA, Pérez-Elissetche K ..... 1
- Jardineros tropicales: ¿hacen su trabajo?** Zepeda V, Echeverría A, Aguilar R ..... 5
- Efectos de la Estación Biológica Chajul, Chiapas, sobre la riqueza de especies de aves frugívoras en un gradiente de distancias.** Carrara E, Flores D, Russildi GV ..... 9
- Uso de frutos como recurso alimenticio por vertebrados en la temporada seca en un bosque tropical húmedo.** Ureña-Ramón A, Orduña-Villaseñor MV, Maya-García O. .... 13
- Partición de nicho acústico de una comunidad de anuros del bosque tropical húmedo.** Becerra-Vázquez AG, Mendoza-Henao AM, Nolasco-Vélez AL, Rengifo-Correa LA ..... 17

# Efecto de factores bióticos y abióticos sobre el reclutamiento de plántulas en letrinas de monos araña en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas

Carolina Rojas-Chávez\*, Hilda Alejandra Sánchez-de Jesús, y Karina Pérez-Elissetche

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190 Morelia, Michoacán, México.

\*Autor para la correspondencia: capneo\_crc@hotmail.com

**Resumen:** El uso de árboles dormidero por monos araña da lugar a la formación de letrinas: sitios de acumulación de heces y semillas que favorecen la germinación agregada de un gran número de plántulas. El establecimiento de plántulas en estos sitios tiene implicaciones ecológicas importantes en la dinámica de los bosques tropicales. Evaluamos el papel de diferentes factores bióticos y abióticos sobre el reclutamiento de plántulas (densidad de plántulas, agregación espacial, altura, proporción de daño por herbivoría, proporción de daño por hongos y ausencia de hojas) en 10 letrinas de mono araña en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas. Nuestros resultados indican que la humedad del suelo favorece la altura y agregación de plántulas, así como el daño por hongos. Estos últimos se ven afectados por la variación de la humedad dentro de la letrina. Asimismo, una mayor apertura del dosel disminuye el daño por hongos y herbivoría, la última con un efecto negativo sobre la altura de las plántulas. Hasta el momento no existen estudios que evalúen la condición de las plántulas en letrinas de monos araña, que reciben constantemente cientos de semillas. Este trabajo contribuye en el conocimiento de los factores que determinan la condición de las plántulas en sitios de deposición agregada.

**Palabras claves:** Letrinas, mono araña, factores abióticos, plántulas.

## INTRODUCCIÓN

El mantenimiento y la regeneración de los bosques es un proceso complejo que depende de muchos factores físicos (e.g., la disponibilidad de luz o humedad), y procesos biológicos y ecológicos (e.g., dispersión de semillas; Arroyo-Rodríguez *et al.* 2011). En los bosques tropicales cerca del 70% de las especies requieren de un vector animal para dispersar sus semillas y establecerse en nuevas zonas de reclutamiento (Howe & Smallwood 1982). Vertebrados como los primates, que componen entre el 25-40% de la biomasa de frugívoros en los bosques tropicales, han sido descritos como importantes agentes dispersores de semillas, ya que consumen una gran cantidad de frutos de diversas especies (Chapman & Chapman 1995, Chapman & Russo 2005). La efectividad de un dispersor de semillas depende de diversos aspectos, entre ellos, la diversidad de semillas consumidas y el destino final de deposición, que pueden aumentar el éxito de dispersión de una especie de planta (Howe 1989, Muller-Landau & Hardesty 2005). Los monos araña son importantes dispersores de semillas (Chaves *et al.* 2011) y depositan semillas en el bosque mediante un patrón mixto. Durante el día defecan semillas en las zonas de tránsito (e.g. zonas del bosque por donde se desplazan) y en la noche tienden a agrupar semillas bajo los árboles donde duermen (Howe 1989, Russo 2005, Di Fiore *et al.* 2008). A esta agregación de excretas y semillas se le ha denominado “letrinas”. Ambos patrones de deposición son importantes, no obstante, estudios previos han documentado que el patrón de defecación agrupado influencia directamente el reclutamiento de plántulas. Posterior al establecimiento de la plántula, su supervivencia está limitada por factores bióticos y abióticos que determinan su desarrollo (Begon *et al.* 1996). Además, su eficacia en la captura de recursos está influenciada por su capacidad fotosintética y su capacidad para obtener agua (McIntyre 1987) y nutrientes (Fitter 1986). Factores ecológicos de regulación como la herbivoría y la presencia de hongos

patógenos también determinan la supervivencia de semillas y plántulas (Colely & Aide 1991).

De acuerdo a la “teoría del escape” se sabe que la probabilidad de supervivencia de semillas y plántulas es menor cerca del árbol parental, ya que como resultado de una elevada densidad, se presenta una alta herbivoría (Janzen 1970, Connell 1971). Sin embargo, la probabilidad de supervivencia de semillas y plántulas dispersadas lejos del árbol parental aumenta. Este modelo indica también que la supervivencia de las plántulas y las semillas dispersadas a una distancia intermedia entre el árbol parental y el punto más alejado de éste pueden favorecer el destino final de las semillas y plántulas, ya que la competencia es menor y su probabilidad de supervivencia puede aumentar (Janzen 1970, Connell 1971).

Estudios previos en la zona de estudio indican que las letrinas de monos araña (*Ateles geoffroyi*) reciben constantemente cientos de semillas de distintas especies y grandes cantidades de heces. Las letrinas presentan una distribución espacial agregada con una distancia media interletrina de  $552.0 \pm 248.6$  m (A. González-Zamora, datos no publicados). A pesar de la relevancia de este patrón de dispersión de semillas, el cual ha sido poco descrito en esta especie (A. González-Zamora com. pers.), hasta el momento no existen trabajos que hayan evaluado las ventajas o limitaciones ecológicas que pueden afectar la condición de las plántulas establecidas en las letrinas.

Por lo anterior, consideramos que las plántulas en letrinas de monos araña son un excelente modelo de estudio para determinar qué factores abióticos (e.g. luz y humedad) influyen en la condición de las plántulas y favorecen o limitan su desarrollo en las letrinas. En este estudio se evaluaron la apertura del dosel y la humedad del suelo como factores abióticos que influyen en el reclutamiento de plántulas en letrinas de mono araña. Además, se evaluó la relación entre la densidad y distribución espacial de las plántulas con la

proporción de daño por herbivoría y hongos y la ausencia de hojas.

Las plántulas que crecen debajo del dosel se enfrentan a bajas intensidades lumínicas, combinadas con una alta competencia por agua y nutrientes (Burslem 1996), por lo tanto, se espera que ante la presencia de una mayor apertura del dosel incrementen la densidad de plántulas en letrinas. Además, el crecimiento y la supervivencia de las plantas están limitados por su eficacia en la captura de recursos (básicamente nutrientes, luz y agua; Turner 2001), por lo que se espera que las plántulas en suelos más húmedos experimenten un mayor crecimiento. Finalmente, de acuerdo con el modelo de Janzen (1970) y Connell (1971), esperamos que la herbivoría y los daños por hongos sean mayores en letrinas con una mayor densidad de plántulas.

## MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en el bosque tropical húmedo aledaño a la Estación de Biología Tropical Chajul, dentro de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA). El clima es cálido y húmedo con una temperatura promedio anual de 24 °C (rango anual: 20-28 °C; Comisión Federal de Electricidad) y una precipitación anual promedio de 2,881 mm, altamente estacional en la cual el 80% de la precipitación cae entre los meses de junio y diciembre. La vegetación dominante es selva alta perennifolia y selva alta subperennifolia (Arriaga et al. 2000).

Estudios previos en la selva circundante a esta estación han identificado diferentes árboles dormidero que los monos araña utilizan para pernoctar (A. González-Zamora com. pers.). Debajo de estos árboles, se forman letrinas debido a la deposición durante la noche y el inicio del día, dando lugar a una agregación de heces y semillas. Para este estudio se seleccionaron 10 letrinas. En ellas se colocó un cuadrante de dos metros cuadrados (2 x 2 m) en el centro de la letrina.

Para obtener una medida indirecta de la cantidad de luz sobre las letrinas, se registró la apertura del dosel con un densiómetro. La humedad del suelo de las letrinas se estimó a partir de muestras de suelo que fueron colectadas en tres zonas seleccionadas al azar dentro de cada cuadrante. Con ayuda de una báscula digital se obtuvo el peso húmedo. Para obtener el peso seco las muestras fueron secadas al sol y fueron pesadas nuevamente después de 14 horas. El promedio de la diferencia de peso expresada en porcentaje fue registrada como medida indirecta del contenido de humedad. La proporción de humedad para la letrina número ocho no fue utilizada en los análisis que se describen a continuación debido a la ocurrencia de lluvia durante el día de muestreo de esta letrina.

Las variables registradas en las letrinas fueron la densidad (plántulas/0.25 m<sup>2</sup>) y altura de las plántulas. Para estimar la distribución espacial de las plántulas, se utilizó el índice de Morisita, relacionando la media y varianza de plántulas registradas en subcuadrantes de 0.5 x 0.5 m (0.25 m<sup>2</sup>). Además, se registró la proporción de hojas dañadas por herbivoría, proporción de hojas dañadas por hongos, así como la proporción de plántulas sin hojas (pero con el tallo vivo).

Para estimar el efecto de distintos factores bióticos y abióticos sobre la comunidad de plántulas se realizaron análisis de regresión múltiple (Tabla 1). En cada caso se utilizó el Criterio de Información Akaike para seleccionar los factores más importantes que afectaban a cada variable de respuesta.

**Tablas 1.** Variables bióticas y abióticas comparadas en el análisis de regresión múltiple.

Variables de respuesta	Factores analizados							
	D	Hb	Hg	AD	H	SDH	AE*	SH
A		X	X	X	X	X		X
D				X	X			
Hb	X		X	X	X	X	X	
Hg	X	X		X	X	X	X	
AE*	X			X	X	X		

A: altura; D: densidad; Hb: porcentaje de hojas con daño por herbívoros; Hg: porcentaje de hojas con daño por hongos; AD: apertura de dosel; H: porcentaje de humedad en el suelo; SDH: desviación estándar de la humedad del suelo; AE: distribución espacial (\*estimado mediante el índice de Morisita); SH: proporción de plántulas sin hojas.

## RESULTADOS

Se registraron un total de 1,107 plántulas con una altura promedio de 142.8 mm en 10 letrinas. Se registraron 418 plántulas dañadas por herbivoría y 355 con daño por hongos, así como 186 individuos sin daño por estos dos factores y 332 individuos sin hojas. Los factores bióticos (densidad de plántulas, altura, proporción de herbivoría, proporción de daño por hongos y agregación espacial) y abióticos (apertura del dosel y humedad) registrados para cada letrina se resumen en la Tabla 2.

La distribución espacial de las plántulas fue agregada dentro de todas las letrinas (i.e., en algunos cuadrantes de la letrina se observan más plántulas que en otros; Tabla 3). Considerando la distribución espacial de las plántulas en todas las letrinas, encontramos que en conjunto las plántulas se encuentran agregadas en letrinas particulares (i.e., algunas letrinas presentan muchas plántulas y otras presentan pocas plántulas; Tabla 3).

Los factores más importantes que afectaron las distintas variables de respuesta fueron diferentes (Tabla 4). La proporción de plántulas dañadas por hongos fue mayor en letrinas con mayor densidad de plántulas, con mayor humedad en el suelo, con menor variación en humedad, con menor apertura de dosel, con menor daño por herbívoros y menor grado de agregación espacial dentro de la letrina. El daño por herbívoros fue menor en letrinas con mayor apertura de dosel y una mayor variación en la humedad del suelo. La altura de las plántulas aumentó con la humedad en el suelo y disminuyó en letrinas con mayor proporción de hojas dañadas por herbivoría. Finalmente, se encontró una mayor agregación de plántulas en letrinas con mayor humedad.

## DISCUSIÓN

Diferentes factores abióticos, entre ellos la luz y la humedad, son elementos que modifican el establecimiento y condición de las plántulas en sus etapas iniciales (Turner 2001). En este estudio, encontramos que diferentes factores (apertura del dosel, humedad del suelo, densidad y grado de agregación espacial de plántulas) influyen en el reclutamiento de plántulas en términos de su altura y condición (proporción de daño por herbivoría y hongos) en letrinas de mono araña.

**Tabla 2.** Variables bióticas y abióticas registradas en cada letrina.

L	AM	SDA	D	PHb	SDHb	PHg	SDHg	AD	H	SD H	M	SH
T1	141.1	72.55	2.25	0.33	0.44	0.13	0.30	2.86	28.88	5.80	1.37	13
T2	140.6	57.71	18.31	0.32	0.42	0.50	0.43	2.6	24.80	6.33	1.24	118
T3	168.2	66.51	5.5	0.37	0.35	0.04	0.14	3.12	20.65	2.84	1.17	3
T4	161.7	46.13	12.87	0.25	0.37	0.35	0.40	4.94	26.77	3.57	1.30	29
T5	133.0	46.82	8.75	0.41	0.41	0.16	0.31	3.38	24.65	6.80	1.26	43
T8	171.7	76.66	6.75	0.58	0.38	0.30	0.34	2.6	--	--	1.63	18
T9	117.4	36.10	5.75	0.36	0.41	0.25	0.34	4.42	28.71	3.43	1.14	26
T10	122.3	70.36	2.25	0.30	0.37	0.34	0.37	3.12	31.60	5.22	1.35	4
T11	92.4	42.27	3.25	0.50	0.45	0.06	0.15	2.6	23.06	3.36	1.15	32
T12	110.6	36.78	6.06	0.58	0.37	0.28	0.37	2.86	30.44	1.41	1.45	46

L: Letrina; AM: altura media (mm); SDA: desviación estándar de altura; D: densidad; PHb: proporción de herbivoría; SDPHb: desviación estándar de proporción de herbivoría; PHg: proporción de hongos; SDPHg: desviación estándar de proporción de hongos; AD: apertura de dosel; H: porcentaje de humedad en el suelo; SDH: desviación estándar de humedad del suelo; M: valor de Morisita; SH: plántulas sin hojas.

**Tabla 3.** Distribución espacial de las plántulas dentro de cada letrina (L1-L10) y considerando todas las letrinas (todas). Valores de índice de Morisita mayores a 1 indican que las plántulas están agregadas.

Letrina	Morisita	$\chi^2$	g.l.	P
L1	1.37	28.0	15	0.02
L2	1.24	87.7	15	<0.00
L3	1.17	29.8	15	0.01
L4	1.30	76.7	15	<0.00
L5	1.26	52.0	15	<0.00
L8	1.63	83.1	15	<0.00
L9*	1.14	20.9	11	0.13
L10*	1.35	82.7	7	<0.00
L11	1.15	23.1	15	0.08
L12	1.45	58.9	15	<0.00
Todas	1.50	571.3	9	<0.00

\*En estas letrinas se consideraron un menor número de cuadrantes ya que la letrina estaba junto a un sendero, limitando el establecimiento de plántulas. Por esa razón los grados de libertad son menores.

El aumento en la proporción de daño por hongos en letrinas con mayor humedad y menor apertura de dosel es un resultado esperado ya que los hongos requieren humedad y poca temperatura para crecer y reproducirse. La reducción en la proporción de daños por hongos en letrinas con menor variación de humedad sugiere que las letrinas con mayor variación en humedad no son adecuadas para el establecimiento y crecimiento de hongos, ya que probablemente presentan áreas demasiado secas. Finalmente, el aumento en el daño por hongos en letrinas con mayor densidad de plántulas sugiere que existe un efecto denso-dependiente, i.e., al aumentar la densidad de plántulas se facilita la propagación de hongos entre plántulas.

El efecto negativo de la apertura de dosel sobre el grado de herbivoría contrasta con lo observado por Salgado-Luarte & Gianoli (2010), quienes reportan mayor daño por herbivoría en plántulas al sol. Sin embargo, su observación de mayor voracidad en plántulas localizadas en la sombra es consistente con este estudio. Quizás las plántulas ubicadas en letrinas más soleadas tienen hojas más coriáceas y menos palatables para los herbívoros. Otros factores no controlados

en este estudio y que deberían considerarse en futuros estudios son las características defensivas de la planta, su palatabilidad y la abundancia de herbívoros.

**Tabla 4.** Factores seleccionados a partir del Criterio de Información Akaike que tienen un mayor impacto sobre el daño causado por hongos y herbívoros, la altura y el grado de agregación espacial de las plántulas.

Variables	Estimador	$\chi^2$	P
<i>Proporción de daño por hongos</i>			
Apertura de Dosel	-0.065650	15.2208	0.000096
Herbivoría	-0.409270	8.7208	0.003146
Densidad	0.027071	180.4250	<0.01
Agregación	-0.334521	6.1624	0.013049
Humedad	0.038076	83.0181	<0.01
SD Humedad	-0.018016	6.1434	0.013190
<i>Proporción de daño por herbivoría</i>			
Apertura de Dosel	-0.075020	7.72542	0.005445
SD Humedad	-0.035289	8.29594	0.003973
<i>Altura</i>			
Herbivoría	-140.483	5.36899	0.020498
Humedad	0.844	8.08484	0.004464
<i>Agregación</i>			
Humedad	0.005187	18.9395	0.000013

Nuestros resultados indican que el grado de agregación espacial de las plántulas y su altura son mayores en letrinas con mayor humedad. Esto coincide con lo reportado por otros autores, y destaca la importancia del agua en el crecimiento de plántulas (McIntyre 1987). Sin embargo, las plántulas con mayor daño por herbivoría presentaron una menor altura, lo que sugiere que la herbivoría representa un factor limitante del crecimiento, posiblemente debido a la inversión energética de la planta en la generación de nuevas hojas.

Este trabajo complementa la información existente sobre el impacto que tienen diferentes factores sobre el crecimiento y reclutamiento de plántulas en el bosque tropical húmedo. Nuestros resultados son importantes para entender los factores que determinan la condición de las plántulas en sitios de deposición agregada, como es el caso de las letrinas de monos araña. Una de las deficiencias del presente trabajo es que analiza el conjunto de plántulas sin distinción de especies, por lo que recomendamos que los estudios futuros incluyan la descripción de las especies que son dispersadas por monos araña, así como análisis individuales para cada una de ellas, ya que sus características funcionales pueden modificar la forma en que

responden a los factores bióticos y abióticos estudiados.

## AGRADECIMIENTOS

Las autoras desean agradecer las facilidades prestadas por la Estación de Biología Tropical Chajul, así como al Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez y al M. en C. Arturo González-Zamora por su apoyo y disposición para la realización del presente trabajo.

## LITERATURA CITADA

- ARRIAGA, L., J. M. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ, AND E. LOA (COORDINADORES). 2000. Lacandona. In *Regiones Terrestres Prioritarias de México*, pp 537-540. Conabio, México.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., O. M. CHAVES, B. GUZMÁN-ROMERO, E. F. ÁVILA, AND K. STONER. 2011. Dispersión de semillas por monos araña y su implicación para la regeneración de las selvas mexicanas fragmentadas. In P. A. D. Días, and R. A. Canales (Eds.). *La Conservación de los primates en México*, pp. 125-145. Colección "La Ciencia en Veracruz" Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico, Xalapa, Ver.
- BEGON, M., J. L. HARPER, AND C. TOWNSEND. 1996. *Ecology. Individuals, populations and communities*. 1053 pp. Blackwell Science Ltd., Oxford, Gran Bretaña.
- BURSLEM, D. F. R. P. 1996. Differential responses to nutrients, shade and drought among tree seedlings of lowland tropical forest in Singapore. In M. D. Swaine (Ed.). *The ecology of tropical forest tree seedlings*, pp 211-243. UNESCO y The Parthenon Publishing Group. Man and the biosphere series.
- CHAPMAN, C., AND L. J. CHAPMAN. 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conserv. Biol.* 9:675-678.
- CHAPMAN, C., AND S. RUSSO. 2005. Primate Seed Dispersal. Linking Behavioral Ecology with Forest Community Structure. *Ecology* 13: 510-525.
- CHAVES, O., K. E. STONER, V. ARROYO-RODRÍGUEZ, AND A. ESTRADA. 2010. Effectiveness of Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi* vellerosus) as Seed Dispersers in Continuous and Fragmented Rain Forests in Southern Mexico. *Int J Primatol* 10: 1-16
- COLEY, P. D., AND T. M. AIDE. 1991. Comparison of herbivory and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forests. In P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes, and W. W. Benson (Eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp 25-49. New York: John Wiley & Sons.
- CONNELL, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In P. J. Den Boer, and G. R. Gradwell (Eds.). *Dynamics of populations*, pp 298-312. Wageningen: Pudoc.
- DI FIORE, A., A. LINK, AND J. L. DEW. 2008. Diets of wild spider monkeys. In C. J. Campbell (Ed.). *Spider monkeys: Behavior, ecology and evolution of the genus Ateles*, pp 81-137. New York: Cambridge University Press.
- FITTER, A. H. 1986. Acquisition and utilization of resources. In M. Crawley (Ed.). *Plant ecology*, pp 375-405. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Gran Bretaña.
- HOWE, H. F. 1989. Scatter and clump—dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. *Oecologia* 79: 417-426.
- HOWE, H. F., AND J. SMALLWOOD. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13:201-228.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *Am. Nat.* 104:501-28.
- MCINTYRE, G. I. 1987. The role of water in the regulation of plant development. *Can. J. Bot.* 65: 1287-1298.
- MULLER-LANDAU, H. C., AND B. D. HARDESTY. 2005. Seed dispersal of woody plants in tropical forests: Concepts, examples and future directions. In B. F. R. P. Burslem, M. A. Pinard, and S. E. Hartley (Eds.). *Biotic interactions in the tropics: Their role in the maintenance of species diversity*, pp 267-309. Cambridge: Cambridge University Press.
- RUSSO, S. E., C. J. CAMPBELL, J. L. DEW, P. R. STEVENSON, AND S. A. SUAREZ. 2005. A multi-forest comparison of dietary preferences and seed dispersal by *Ateles* spp. *Int. J. Primatol.* 26:1017-1037.
- SALGADO-LUARTE, C., AND E. GIANOLI. 2010. Herbivory on temperate rain forest seedlings in sun and shade: resistance, tolerance and habitat distribution. *PlosOne* 5: 1-7.
- TURNER, I. M. 2001. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*. 298 pp. Cambridge University Press, United Kingdom, Cambridge.

## Jardineros tropicales: ¿hacen su trabajo?

Verónica Zepeda, Alberto Echeverría, Rocío Aguilar\*

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Avenida Universidad No. 3000 Circuito Exterior s/n, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Delegación Coyoacán, México, D. F.

\*Autor para la correspondencia: rocio.afdz@gmail.com

**Resumen:** Las acacias mirmecófilas han perdido la capacidad de soportar el daño por insectos fitófagos y la presión competitiva de plantas vecinas en ausencia de las hormigas mutualistas. En esta interacción, la planta provee a la hormiga de hospedaje y de una fuente de alimentación. Por su parte, la hormiga protege a la planta de daños provocados por insectos fitófagos y por hongos. Algunos autores han sugerido que *Pseudomyrmex ferruginea* protege a su hospedero de otras plantas que pudieran crecer en su periferia. Este fenómeno no ha sido bien estudiado y sólo existen algunas evidencias al respecto. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la mirmecofilia sobre las plántulas establecidas alrededor de *Acacia mayana*. Con este fin, se compararon las diferencias en densidad y altura en plántulas establecidas a diferentes intervalos de distancia alrededor *Acacia mayana* en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. Se encontró una relación positiva entre la distancia a la planta hospedera y la densidad de plántulas. Los resultados sugieren que las hormigas mutualistas efectivamente ejercen una presión sobre las plántulas que crecen alrededor del hospedero, en un intervalo de influencia de 0 a 60 cm de distancia.

**Palabras claves:** *Acacia mayana*, bosque tropical húmedo, daño foliar, mirmecofilia, plántulas, *Pseudomyrmex*, rebrotes.

### INTRODUCCIÓN

La interacción entre las acacias y las hormigas es uno de los sistemas mutualistas más estudiados en el Neotrópico, particularmente la relación entre *Acacia cornigera* y *Pseudomyrmex ferruginea* ha sido ampliamente descrita en bosques secos (Heil & Mckey 2003). Las acacias son especies demandantes de luz, típicas de claros y bosques secundarios (Dirzo et al. 1997) que han perdido la capacidad de soportar el daño provocado por insectos fitófagos y la presión competitiva de plantas vecinas en ausencia de las hormigas mutualistas (Rico-Gray & Olivera 2007). En esta interacción, la planta provee a la hormiga de hospedaje en sus espinas modificadas (domacios), además de poseer nectarios extraflorales y foliolos modificados (cuerpos de Belt) que proveen el 99% de la fuente de alimentación de *Pseudomyrmex* (Janzen 1966). Por su parte, la hormiga protege a la Acacia de daños provocados por insectos fitófagos y por hongos (Janzen 1966, 1967). Así mismo, algunos autores han sugerido que *Pseudomyrmex ferruginea* protege a su hospedero de otras plantas que pudieran crecer en su periferia. Este fenómeno no ha sido bien estudiado y sólo existen algunas evidencias al respecto. Por ejemplo, Larrea-Alcazar y Simonetti (2007) describieron este fenómeno en *Triplaris americana*, donde las hormigas asociadas del género *Pseudomyrmex* cortan el meristemo apical de las plantas que se establecen en la periferia, creando claros basales que pueden incrementar la adecuación, tanto de la planta hospedera como de las colonias de hormigas que viven en ella.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la mirmecofilia sobre las plántulas establecidas alrededor de *Acacia mayana*. Con este fin se compararon las diferencias en densidad y altura en plántulas establecidas a diferentes intervalos de distancia alrededor *Acacia mayana* en el bosque tropical húmedo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA), Chiapas, México. También se evaluó el daño provocado a dichas plántulas mediante el conteo del número de rebrotes (i.e., plántulas que perdieron el meristemo apical, probablemente debido a la poda que realizan las hormigas). En

particular, se evaluó el efecto de la apertura del dosel y la distancia a la acacia sobre la densidad y altura de plántulas y el número de plántulas con rebrotes en dos sitios dentro de la RBMA, uno con alta densidad de acacias (a las orillas del río Lacantún) y otro con baja densidad (al interior del bosque maduro). La hipótesis de este trabajo fue que las hormigas asociadas a *Acacia mayana* tienen un efecto negativo sobre el establecimiento de plántulas bajo su copa. Se esperaba que si las hormigas tienen un efecto negativo sobre el establecimiento de las plántulas que se encuentran bajo la copa de *Acacia mayana*, se encontraría una relación positiva entre la densidad de plántulas y la distancia al hospedero. Por el contrario, se esperaba encontrar una relación negativa entre el número de rebrotes y la distancia al hospedero.

### MÉTODOS

Para determinar si las hormigas asociadas a *Acacia mayana* modifican la estructura y abundancia de las plántulas que se establecen debajo de sus hospederos, se realizó un muestreo de seis individuos de *A. mayana* establecidos cerca de la orilla del río Lacantún y seis individuos de *A. mayana* establecidos en el interior del bosque maduro. Se tomaron como plántulas a todos los individuos de plantas leñosas de hasta 60 cm de alto. En la orilla del río hubo una mayor apertura del dosel (medida alrededor de cada acacia con ayuda de un densiómetro) que en interior del bosque ( $F = 28.68$ , g.l.= 1, 10,  $p = 0.003$ ). Además, en el río se observó una mayor densidad poblacional de *Acacia mayana* que en el interior del bosque maduro (0.14 ind./m<sup>2</sup> vs. 0.007 ind./m<sup>2</sup>, respectivamente). La densidad se estimó contabilizando el número de individuos en un área de 15 x 15 m.

Se contabilizó el número de plántulas establecidas alrededor de cada acacia, y se registró la altura y número de rebrotes en cada plántula; esta última como una medida indirecta de la pérdida de meristemas apicales potencialmente

relacionados con la poda que realizan las hormigas que habitan en las acacias. Se definieron cuatro áreas a muestrear a diferentes intervalos de distancias alrededor de cada acacia (0-20, 20-40, 40-60 y 100-120 cm).

Para determinar cuáles son los factores (sitio, apertura del dosel y distancia) que explican mejor la variación de cada una de las variables de respuesta (densidad de plántulas, altura de plántulas y número de rebrotes) se utilizó el Criterio de Información de Akaike. El modelo completo en cada caso fue: VARIABLE RESPUESTA = SITIO + DISTANCIA + DISTANCIA\*SITIO + APERTURA DE DOSEL. Una vez identificados los factores del modelo que tenían un mayor impacto sobre cada variable de respuesta, se evaluó su efecto con un GLM con distribución normal y función liga Identity.

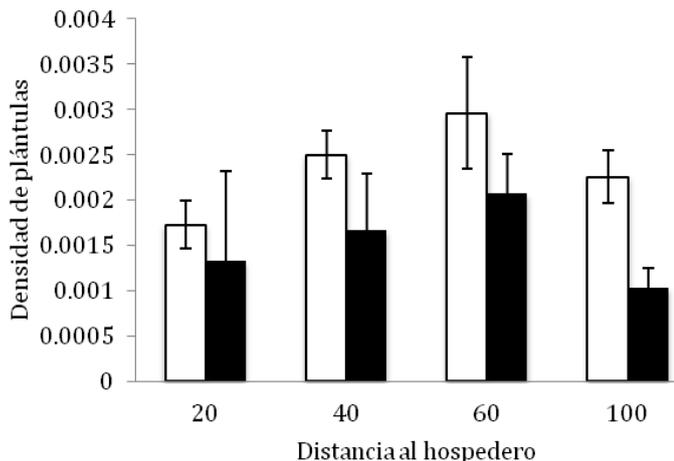


Figura 1. Densidad media (± E.E.) de plántulas a distintas distancias del hospedero en el bosque maduro (barras blancas) y en la orilla del Río Lacantún (barras negras).

**RESULTADOS**

Los factores más importantes que determinaron la densidad de plántulas alrededor de *Acacia mayana* fueron el sitio ( $\chi^2 = 6.48$ , g.l.= 1,  $p = 0.01$ ) y la distancia al hospedero ( $\chi^2 = 7.95$ , g.l.= 3,  $p = 0.047$ ; Fig. 1). El factor que mejor explicó las diferencias en la altura promedio de las plántulas también fue el sitio ( $\chi^2 = 4.46$ , g.l.= 1,  $p = 0.03$ ; Fig. 2). Sin embargo, el número promedio de rebrotes por plántula estuvo mayormente explicado por la distancia al hospedero ( $\chi^2 = 14.9$ , g.l.= 1,  $p = 0.002$ ; Fig. 3) y la apertura del dosel, con un efecto negativo ( $\chi^2 = 13.24$ , g.l.= 3,  $p = 0.0003$ ).

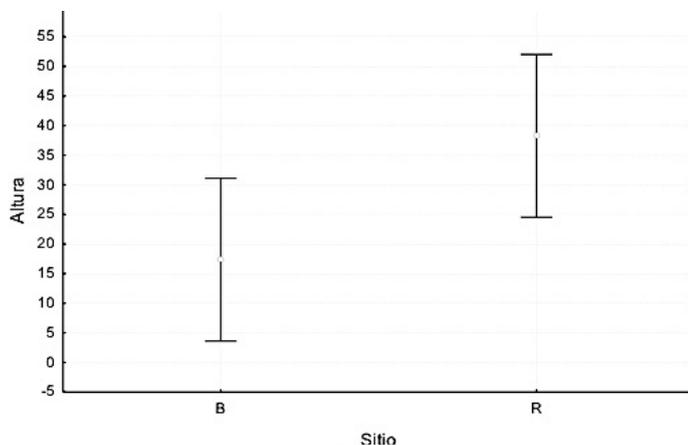


Figura 2. Diferencias en el promedio (± E.E.) de altura de plántulas alrededor de *A. mayana* en ambos sitios. B= bosque maduro y R= orilla del Río Lacantún.

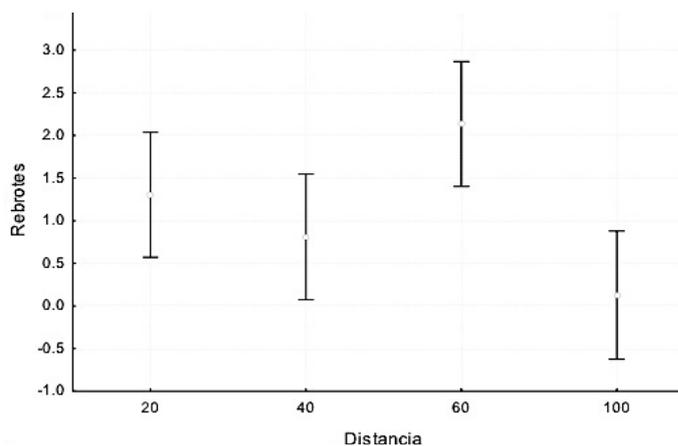


Figura 3. Promedio (± E.E.) del número de rebrotes a distintas distancias de *A. mayana*.

**DISCUSIÓN**

En consistencia con nuestras predicciones, se encontró una relación positiva entre la distancia a la planta hospedera y la densidad de plántulas. Esto podría sugerir que las hormigas asociadas a *Acacia mayana* realizan un patrullaje bajo la copa de su hospedero, evitando el establecimiento de plántulas que podrían ser potenciales competidores de *A. mayana*. Sin embargo, este patrón sólo es estadísticamente significativo hasta el intervalo de 20 a 40 y de 40 a 60 cm. Esto podría indicar la distancia umbral a la cual las hormigas tienen influencia. En los bosques tropicales secos, se ha reportado que el área de influencia de las hormigas es de entre 50 y 150 cm (Janzen 1966). En el intervalo de distancia de entre 100 y 120 cm se observa que la densidad vuelve a disminuir casi al mismo valor que la densidad que se presenta de 0 a 20 cm, lo que puede explicarse con factores como el traslape con el área de influencia de otra acacia, un aumento en la herbivoría causada por otros insectos, cambios en el microambiente de las plántulas, entre otros.

El segundo factor que explicó las diferencias de densidad de plántulas fue el sitio. La densidad de plántulas fue mayor en el bosque maduro que en la orilla del río Lacantún. Dado que la densidad de acacias en el sitio ripario es mucho mayor que en el bosque maduro, sugerimos que la actividad de ataque se incrementa en sitios abiertos, donde las plántulas de especies demandantes de luz y de rápido crecimiento pudieran competir con *A. mayana*. Sin embargo, también es posible que la disponibilidad de semillas sea mayor en el interior del bosque provocando un aumento en la densidad de plántulas en este sitio. Estudios futuros deben controlar el efecto de la lluvia de semillas.

El único factor que explicó las diferencias en el promedio de la altura de las plántulas fue el sitio. Posiblemente esto se deba a factores abióticos, tales como la luz, el sustrato y la dinámica hídrica propias de cada sitio. En particular, el hecho de que la apertura del dosel haya sido distinta entre los sitios puede explicar las diferencias de altura entre las plantas, ya que al haber una mayor cantidad de luz que alcanza el sotobosque en el sitio ripario la supresión en el crecimiento de las plántulas es menor que la que ocurre en el bosque maduro.

Las variables que mejor explicaron el número de rebrotes fueron la distancia y la apertura del dosel. En cuanto a la distancia, se puede observar un patrón de disminución del

número de rebrotes al aumentar la distancia al hospedero, pero obtuvimos un alto número de rebrotes en la categoría de 40-60cm de distancia del hospedero. Esto podría explicarse por una sinérgia entre un incremento en la actividad de herbívoros y el final del área de influencia de las hormigas. Por su parte, la relación entre un mayor número de rebrotes y la luz puede deberse a que en las plántulas con mayor exposición a la luz se favorece el crecimiento.

Sería interesante evaluar la identidad específica y los atributos funcionales de las plántulas que sobreviven al ataque de las hormigas ya que se podría esperar una respuesta diferencial en distintas especies, de acuerdo con la teoría de que existe una disyuntiva entre el crecimiento y la supervivencia que ocurre entre especies pioneras y de bosque maduro (Poorter & Kitajima 2010). Las especies de bosque maduro invierten más recursos en carbohidratos no estructurales y son por tanto capaces de rebrotar numerosas veces ante diversos tipos de disturbios, entre los que se puede incluir el ataque por hormigas (Myers & Kitajima 2007, Poorter et al. 2010). Por el contrario, las especies pioneras, al invertir sus recursos en crecimiento probablemente no sean tan resistentes al daño como las especies de bosque maduro.

A pesar del pequeño tamaño de muestra, y el hecho de que únicamente se compararon dos sitios, parece encontrarse un patrón que indica que las hormigas modifican la densidad de plántulas y el número de rebrotes de las plántulas. Por estas razones se recomienda aumentar el número de muestra y llevar a cabo el muestreo en más sitios con el fin de encontrar un patrón más claro. Por otra parte, creemos que es importante determinar la identidad específica de las plántulas así como sus atributos, ya que estos pueden estar relacionados con la capacidad de resistir o evadir el daño provocado por las hormigas.

## AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas por financiar el curso "Ecología y Conservación del Bosque Tropical Húmedo". Al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para realizar nuestros estudios de maestría. Se agradece al personal de la Estación Biológica de Chajúl, Chiapas, por todo su apoyo, tanto económico al financiar nuestra estancia como por su hospitalidad y facilidades para realizar este proyecto. Al Dr. Víctor Arroyo Rodríguez y al M. en C. Arturo González Zamora por sus valiosas aportaciones y correcciones de este proyecto. A todos los compañeros de este curso por sus comentarios y por hacer nuestra investigación más amena.

## LITERATURA CITADA

- ARRIAGA, L., J. M. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ, AND E. LOA (COORDINADORES). 2000. Lacandona. In Regiones Terrestres Prioritarias de México, pp 537-540. Conabio. México.
- DIRZO, R., R. MARTÍNEZ Y S. SINACA-COLÍN. 1997. Historia Natural de especies. En: González Soriano, E., R. Dirzo y R. Vogt (Eds.). Historia Natural de lo Tuxtlas. pp. 87-161. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- HEIL, M., Y D. MCKEY. 2003. Protective ant-plant interactions as model systems in ecological and evolutionary research. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:425-423.
- JANZEN, D. H. 1966. Coevolution of mutualism between ants and acacias in Central America. *Evolution* 20: 249-275.
- JANZEN, D. H. 1967. Interaction of the bull's horn acacia (*Acacia cornigera* L.) with an ant inhabitant (*Pseudomyrmex ferruginea* F. Smith) in eastern Mexico. *Univ. Kansas Sci. Bull.* 47:315-558.
- LARREA-ALCÁZAR, Y SIMONETTI. 2007. Why are there few seedlings beneath the myrmecophyte *Triplaris americana*? *Acta Oecol.* 32:112-118.
- MYERS, J. A. Y KITAJIMA, K. 2007. Carbohydrate storage enhances seedling shade and stress tolerance in a neotropical forest. *J. Ecol.* 95: 383-395.
- POORTER, L. Y KITAJIMA, K. 2007. Functional basis for resource niche partitioning in tropical trees. En: W. P. Carson y S. A. Schnitzer (Eds.). 2007. *Tropical forest community ecology*, pp. 160-181. Blackwell Publishing. Oxford, UK.
- POORTER, L., KITAJIMA, K., MERCADO, P., CHUBIÑA, J., MELGAR, I. Y PRINS, H. H. T. 2010. Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. *Ecology* 9: 2613-2627.
- RICO-GRAY, V. Y P. S. OLIVEIRA. 2007. *The Ecology and evolution of ant-plant interactions*, pp. 99-131. The University of Chicago Press. Chicago, U.S.A.

# Efectos de la Estación Biológica Chajul, Chiapas, sobre la riqueza de especies de aves frugívoras en un gradiente de distancias

Emilia Carrara<sup>1\*</sup>, Diana Flores<sup>2</sup>, y Giovanni V. Russildi<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua carretera a Pátzcuaro No 8701, colonia Ex Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán. C.P 58190. Laboratorio de Ecología de Paisajes Fragmentados.

<sup>2</sup>Instituto de Biología, tercer circuito exterior S/N, Ciudad Universitaria, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 04510. Laboratorio de Primatología y conservación de mamíferos tropicales.

\*Autor para la correspondencia: emi\_castilleja@yahoo.com.mx

**Resumen:** Las aves frugívoras son importantes para la dispersión de semillas, por lo que entender los factores que afectan la distribución y riqueza de estos animales tiene implicaciones ecológicas y de conservación muy importantes. Los asentamientos humanos pueden modificar el comportamiento y la distribución de las aves. En reservas ecológicas, las estaciones biológicas pueden fungir como estos agentes de disturbio humano. Evaluamos la influencia de la distancia a la estación Chajul, la disponibilidad de frutos y la presencia de claros, sobre la riqueza de especies de aves frugívoras. Ninguno de los factores analizados afectaron significativamente la riqueza de especies, pero los resultados sugieren que la riqueza y composición de especies está mayormente determinada por la disponibilidad de frutos. Concluimos que la Estación Biológica no afecta negativamente a la comunidad de aves frugívoras.

**Palabras claves:** Aves frugívoras, estaciones biológicas, disponibilidad de frutos.

## INTRODUCCIÓN

La demografía y el comportamiento alimenticio de las aves frugívoras pueden verse influenciados por los cambios espacio-temporales en la disponibilidad de frutos (Fleming et al. 1987), así como por diferentes tipos de alteraciones en el hábitat (Lens et al. 2002). Las actividades humanas dentro de los bosques pueden representar una alteración del hábitat importante para algunas aves frugívoras, limitando la riqueza de especies dentro de un determinado sitio.

Las estaciones biológicas ubicadas dentro de reservas ecológicas, podrían fungir como agentes de disturbio humano para estos sistemas conservados a causa de actividades cotidianas (e.g., la presencia constante de personas en los alrededores y el ruido que generan), las cuales pueden ser percibidas como una amenaza potencial por las aves, en particular por aquellas más sensibles a este tipo de disturbios. Así, las estaciones biológicas pueden limitar el uso de los recursos cerca de ellas.

La selva Lacandona alberga el 7% de la diversidad mundial de aves (Palomera-García et al. 1994). Aquí, la Reserva de la Biosfera Montes Azules resguarda el mayor remanente de bosque tropical húmedo de México. Dentro de esta reserva se localiza la Estación Biológica Chajul, dedicada a múltiples proyectos dirigidos a la conservación de la biodiversidad, el manejo sustentable de recursos y la educación ambiental dentro de esta región. La estación recibe alrededor de 400 visitantes al año, los cuales realizan recorridos dentro de la selva utilizando senderos cercanos a la estación. Además, las instalaciones son utilizadas permanentemente por el personal de la estación.

En este trabajo evaluamos si la Estación Chajul puede tener un efecto negativo sobre la presencia de aves frugívoras en sitios dentro de un gradiente de distancias, reduciendo la riqueza de aves en los sitios más cercanos a la Estación. Sin embargo, dado que en la temporada seca la disponibilidad de frutos es limitada, evaluamos si este factor juega un papel más importante en la distribución (presencia/ausencia de especies particulares) y la riqueza de especies de aves, esperando que el

número de especies de aves frugívoras sea mayor en sitios con mayor disponibilidad de frutos. Finalmente, dado que la estructura de la vegetación también puede modificar a las comunidades de aves dentro de los bosques tropicales (Lens et al. 2002) y la estructura de la vegetación está fuertemente influenciada por la dinámica de claros (Lawrance et al. 2002) también evaluamos la influencia del porcentaje de claros sobre la riqueza de especies de aves frugívoras a lo largo del gradiente de distancias. En particular, predecimos que en sitios con mayor porcentaje de claros haya una menor riqueza de especies debido a la escasez de frutos en estos ambientes (Denslow 1980).

## MÉTODOS

Trabajamos en tres senderos (transectos) que parten de la estación Chajul (Fig. 1). En cada uno se ubicaron 4 puntos de muestreo con una separación entre ellos de 250 m: 12 puntos de muestreo en un gradiente de distancias a la estación (DE) de 250, 500, 750 y 1000 m (3 puntos por distancia). Para el muestreo de las aves utilizamos el método de puntos de conteo de 15 minutos cada uno (Bibby et al. 2000). Cada punto fue muestreado 2 veces en el mismo día, pero el muestreo entre replicas fue separado entre 30 y 105 min. Se registraron todas las aves vistas y/o escuchadas en cada punto sin un rango fijo, y posteriormente, con apoyo de guías visuales y auditivas se identificaron las aves muestreadas considerando solo aquellas que presentan hábitos frugívoros. Los muestreos se llevaron a cabo durante el periodo de mayor actividad de las aves (6:00 a 9:30 h).

Para estimar la disponibilidad de frutos (DF) trazamos un buffer con un radio de 20 m (área = 1,256.6 m<sup>2</sup>) a partir de cada punto de conteo y registramos la cantidad de árboles que presentaban frutos, su área basal y el porcentaje de cobertura que cubrían los frutos, la presencia o ausencia de lianas con

frutos y el número de palmas con frutos. En cada uno de los buffers se caracterizó la distribución de la vegetación registrando gráficamente el porcentaje de área cubierta por claros (PC).



**Figura 1.** Ubicación de los puntos de conteo en tres senderos de la Estación Chajul, Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México.

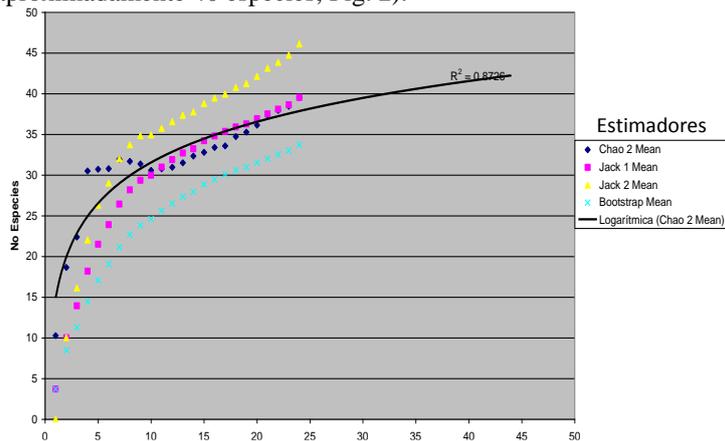
Se determinó si el esfuerzo de muestreo fue adecuado mediante una curva de acumulación de especies usando el programa EstimateS 8.2. Para simplificar la información obtenida sobre la DF, utilizamos un Análisis de Componentes Principales (ACP) para ordenar los puntos de conteo en base a los diferentes estimadores de disponibilidad de frutos. Dado que el primer eje del ACP explicó el 52% de la varianza en la disponibilidad de frutos, utilizamos este eje como un estimador de disponibilidad de frutos.

Para evaluar los factores que afectaron en mayor medida la riqueza de especies de aves frugívoras se consideraron la DF, la DE y el PC. Dado que la riqueza de especies es una variable tipo conteo, se utilizó un Modelo Lineal Generalizado (MLG), fijando una distribución Poisson y una función liga tipo Log. Para evaluar la combinación de factores que explicaron en mayor medida las diferencias en riqueza de especies se utilizó el Criterio de Información de Akaike (CIA). Para evaluar si la composición de especies de aves estaba relacionada con la DF, la DE y el PC se utilizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CANOCO), el cual relaciona la matriz de composición de especies en cada punto de conteo con una matriz de características de cada punto (PF, DE y PC). Posteriormente se realizaron análisis de regresión logística con MLG y el CIA para identificar los factores más importantes que explican la presencia/ausencia de las especies más comunes (presentes en al menos 6 de los sitios). Para ello se fijó un error tipo binomial, y una función liga tipo Logit (Crawley 2002). Finalmente, para evaluar la similitud de especies entre puntos de conteo se realizó un dendrograma para descartar que la similitud encontrada se debiera a la cercanía de los puntos con la estación o por la no independencia entre los puntos, dada su ubicación. Todos los análisis se realizaron con los programas Statistica 7.0 y Multivariate Statistical Package.

**RESULTADOS**

En total, se identificaron 36 especies de aves correspondientes a 18 familias, de las cuales 29 especies de 12 familias presentan hábitos frugívoros (Material Suplementario). La curva de acumulación de especies sugiere que nuestro esfuerzo de muestreo no fue suficiente para capturar toda la riqueza de especies presentes en la zona, 72.5% de especies registradas

del total estimado (para 24 unidades de muestreo estima aproximadamente 40 especies; Fig. 2).



**Figura 2.** Curva de acumulación de especies de aves frugívoras, utilizando cuatro estimadores de los cuales el Chao2 es el más robusto. El eje x representa el número de unidades de muestreo.

El Criterio de Información Akaike identificó a la DF como el principal factor que afecta la riqueza de especies, sin embargo, el efecto no fue significativo (Tabla 1). La composición de especies dentro de cada sitio no estuvo explicada por ninguno de los factores considerados (Fig. 3). La presencia/ausencia de 6 de las 8 especies analizadas estuvo mayormente explicada por la DF, pero las relaciones tampoco fueron significativas (Tabla 1). Finalmente, el análisis de similitud indicó que los puntos de conteo compartieron en promedio el 8.2 por ciento de especies, pero la similitud no puede ser explicada por la distancia a la estación, o la ubicación de los puntos en los senderos (Fig. 4).

**Tabla 1.** Factores con mayor impacto (identificados por el Criterio de Información Akaike) sobre la riqueza de especies y la presencia de especies particulares.

Factores de información*	Estimador	$\chi^2$	P
<b>Riqueza</b>			
DF (Disponibilidad de Frutos)	-0.03	1.46	0.220
<b>Especies</b>			
<i>Columba nigrirostris</i>			
DF	2.3771	0.91	0.340
DE (Distancia a la Estación)	-0.0071	0.61	0.437
<i>Trogon melanocephalus</i>			
DF	-0.0542	0.07	0.793
DE	0.0007	0.00	0.972
<i>Trogon collaris</i>			
DE	-0.0015	0.48	0.489
<i>Habia fusicauda</i>			
DE	-0.0021	0.91	0.341
<i>Megarynchus pitangua</i>			
DF	-0.5581	1.61	0.204
<i>Melanerpes pucherani</i>			
DF	-0.4119	1.32	0.251
<i>Myarchus tuberculifer</i>			
DF	-0.1060	0.28	0.597
<i>Ramphastus sulfuratus</i>			
DF	-0.3817	1.86	0.173



## DISCUSIÓN

En contraste con nuestras predicciones, ninguno de los factores analizados en este estudio mostró relaciones significativas con la riqueza o composición de especies. No obstante, consistente con la idea de que la disponibilidad de frutos es un factor limitante durante la temporada de escasez de frutos (temporada seca) que puede estar directamente relacionado con la riqueza de aves frugívoras, encontramos que con base en el Criterio de Información Akaike, la disponibilidad de frutos fue el factor más importante que explicó la variación en la riqueza de especies de aves. La falta de una relación significativa entre la riqueza de aves y la DF puede deberse a que, como sugiere Fleming et al. (1987), la estacionalidad de los frutos modifica el comportamiento de las aves, e.g., diversificando las fuentes de alimento durante la época de escasez de frutos.

El hecho de que la distancia a la estación (DE) no afectó la riqueza de especies se puede deber a que el área (0.7 ha) de la estación fue abierta hace al menos 30 años y, por tanto, las especies que forrajeaban cerca de la estación ya están habituadas. Adicionalmente, la estación se ubica dentro del borde natural de la reserva (i.e., a 80 m del río Lacantún), lo que reduce su posible impacto por efecto de borde en la avifauna. Por otro lado, comparado con otros asentamientos humanos, la naturaleza de las actividades que se generan en la estación (e.g., ecoturismo, investigación, talleres de educación ambiental y capacitaciones) son de bajo impacto, ya que son realizados por pocas personas y generan poco ruido. Por tanto, no encontramos evidencias que demuestren que estas actividades estén teniendo un impacto negativo sobre la comunidad de aves frugívoras aledaña a la estación. Más bien creemos que estas actividades pueden resultar muy benéficas, ya que tienen implicaciones de conservación y manejo muy importantes.

Finalmente, es importante mencionar que para el análisis de riqueza, únicamente se utilizaron los datos de las especies que fueron completamente identificadas. Al menos 30 cantos de aves diferentes no fueron identificados con certeza, por lo que no fueron incluidas en el análisis de riqueza. Así, con la finalidad de tener datos más robustos y conclusiones más definitivas consideramos necesario aumentar el esfuerzo de muestreo y la eficacia en la identificación de los cantos de las aves.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer primeramente al Dr. Víctor Arroyo y al Posgrado de Ciencias Biológicas por la organización y dirección del curso de Ecología del Bosque Tropical. A la estación biológica de Chajúl, dirigida por Natura y Ecosistemas Mexicanos, por la facilitación en el uso de sus instalaciones y el apoyo logístico del curso. A CONACYT por el apoyo para viáticos. A Rocío por facilitarnos cantos de las aves de Chajúl. A todos los compañeros del curso por el ambiente de convivencia y amistad que generamos, lo cual facilitó enormemente la realización de los proyectos. Y por último, a todas las maravillosas criaturas que nos acompañaron en nuestro día a día compartiendo amor, ternura y diversión (la tocineta, sorulla, las guacamayas, y hasta el loco-faisán).

## LITERATURA CITADA

- BIBBY, C.K., BURGESS, N.D., HILL, D.D., y MUSTOE, S.H. 2000. Bird census techniques. Second Edition. British Trust of Ornithology, Academic Press. Great Britain.
- CRAWLEY, M.J. 2002. Statistical computing. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England.
- DENSLow, J. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica*. 12: 47-55
- FLEMING, T.H., R. BREITWISCH., y G.H. WHITESIDES. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18:91-109.
- FLÖRCHINGER, M., J. BRAUN., K. BÖHNING-GAESE., y M.H. SCHAEFER. 2010. Fruit size, crop mass, and plant height explain differential fruit choice of primates and birds. *Oecologia* 164:151-161.
- JORDANO, P. 1992. Fruits and frugivory. In: Fenner M (ed) *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, Wallingford, pp 105-156.
- LENS, L., VAN DONGEN, S., NORRIS, K., GITHIRU, M., y MATTHYSEN, E. 2002. Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298, 1236.
- PALOMERA-GARCÍA, C., SANTANA, C., y R. AMPARAN-SALIDO. 1994. Patrones de distribución de la avifauna en tres estados del occidente de México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ser Zool.* 65: 137-175.
- WHITTAKER, R.J. AND H. STEPHEN. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *J. Biogeogr.* 21:245-258.

## MATERIAL SUPLEMENTARIO

**Tabla A1.** Lista de especies observadas en la Estación Chajul, Chiapas.

FAMILIA	ESPECIE
Cardinalidae	<i>Caryothraustes polioaster</i> <i>Cyanococcyz cyanoides concreta</i>
Columbidae	<i>Columba flavirostris</i> <i>Columba nigrirostris</i> <i>Columba speciosa</i> <i>Leptotila Cassini</i> <i>Leptotila verreauxi</i>
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>
Cotingidae	<i>Laniocera rufescens</i>
Cracidae	<i>Crax rubra</i> <i>Penelope purpurascens</i>
Icteridae	<i>Icterus dominicensis posthemelas</i> <i>Icterus mesomelas</i> <i>Psarocolius wagleri</i>
Momotidae	<i>Electron carinatum</i> <i>Momotus momota</i>
Picidae	<i>Campephilus guatemalensis</i> <i>Melanerpes pucherani</i> <i>Piculus rubiginosus</i>
Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i> <i>Ramphastus sulfuratus</i>
Thraupidae	<i>Chlorophanes spiza</i> <i>Habia fusicauda</i> <i>Thraupis episcopus</i>
Trogonidae	<i>Trogon collares</i> <i>Trogon Massera</i> <i>Trogon melanocephalus</i>
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i> <i>Myarchus tuberculifer</i>

# Uso de frutos como recurso alimenticio por vertebrados en la temporada seca en un bosque tropical húmedo

Aseneth Ureña-Ramón<sup>1</sup>, Mónica Vianey Orduña-Villaseñor<sup>2</sup>, y Omar Maya-García<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México Circuito Exterior s/n junto al Jardín Botánico Exterior 04510 Ciudad Universitaria, D. F. México.

<sup>2</sup> Laboratorio de Ecología Funcional, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta Morelia C.P. 58190, Michoacán, México.

\*Autor para la correspondencia: bonham\_maya@yahoo.com.mx

**Resumen:** En los bosques tropicales (BT) una gran variedad de animales consumen frutos, participando en la dispersión de semillas. En estos ecosistemas, la estacionalidad ambiental afecta la distribución espacio-temporal de frutos y su importancia para los frugívoros, sin embargo, nuestro entendimiento actual acerca de estos procesos es muy pobre. Nosotros evaluamos el consumo de frutos de tres especies arbóreas por vertebrados en la temporada seca en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas. Aunque observamos varias especies de vertebrados en la zona (*Cuniculus paca*, *Tapirus bairdii* y *Crax rubra*), ninguna consumió los frutos ofrecidos en las estaciones de muestreo, quizás debido al cambio en los hábitos alimenticios y/o en las zonas de forrajeo que comúnmente ocurren durante esta temporada. Las presiones de cacería y/o de depredación también pueden explicar que los vertebrados no consumiesen frutos en las estaciones de muestreo.

**Palabras claves:** Bosque tropical húmedo, estacionalidad, frugivoría

## INTRODUCCIÓN

En los bosques tropicales, del 50 al 90% de las especies de plantas producen frutos carnosos que son consumidos por una gran diversidad de animales debido a su importante valor nutritivo (López et al. 2004). En la mayoría de los casos estos frutos son tragados completos, y sus semillas son dispersadas lejos del árbol parental, afectando directamente el establecimiento de semillas y el proceso de regeneración de los bosques (Jansen et al. 2008). Así, comprender el uso e importancia de los frutos de diferentes especies de plantas para la fauna tiene implicaciones ecológicas y de conservación muy relevantes.

La importancia de los frutos para la fauna depende de varios factores, incluyendo la estacionalidad, su estado de madurez y/o las condiciones del sitio (Haufler & Servello 1996). De hecho, la distribución espacial y temporal de estos recursos puede alterar la composición de especies de animales frugívoros en diferentes sitios (Levey et al. 2001).

En México, el 54.1% de los mamíferos consumen frutos (e.g., primates, marsupiales, roedores, didelfidos y algunos carnívoros; Ceballos & Simonetti 2002). En la Reserva de Montes Azules se han reportado un total de 50 especies de aves frugívoras y 29 especies de mamíferos frugívoros, omnívoros y/o herbívoros (Medellin 1994, Medellin & Equihua 1998, Ceballos & Oliva 2005; E. Carrara com. per.). Aunque algunas especies de vertebrados pueden consumir una gran cantidad de frutos cuando estos son muy abundantes, en épocas de escasez los animales pueden cambiar su dieta para consumir otros tipos de recursos (e.g., hojas) (e.g., tapir: Galletti et al. 2001; monos araña: González-Zamora et al. 2009, González-Zamora et al. 2011). En contraste, otras especies como el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) pueden desplazarse grandes distancias en busca de alimento cuando la disponibilidad de alimento disminuye, siendo las ramas y las hojas importantes recursos alimenticios durante esta época del año (López et al. 2000). Sin embargo, nuestro entendimiento actual de los patrones espaciales y temporales en el uso de frutos por vertebrados es aún muy pobre, especialmente en bosques

tropicales húmedos como la selva Lacandona, Chiapas, México.

En este trabajo se evalúa el uso de frutos disponibles en la temporada seca por vertebrados frugívoros en la Estación Biológica de Chajul, Reserva en la Biosfera de Montes Azules, Chiapas. En particular, se seleccionaron 3 especies de árboles para evaluar las especies más consumidas (preferencia) y describir la comunidad de frugívoros que los utilizan en mayor medida, y poder así evaluar las implicaciones para las especies de plantas seleccionadas.

## MÉTODOS

### Sitio de Estudio

El área de estudio se encuentra cerca de la Estación Biológica Chajul, dentro de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules (REBIMA), al este del estado de Chiapas, México (INE-SEMARNAT 2000). La temperatura media anual varía de 24 a 26 °C y la precipitación media anual promedio es de 2,226 mm. La temporada seca comprende los meses de febrero, marzo y abril, mientras que la temporada de lluvias típicamente va de junio hasta finales de octubre (INE-SEMARNAT 2000). En base a la clasificación de Rzedowski (2006) el principal tipo de vegetación es la selva alta perennifolia. La REBIMA ha sido descrita como una de las áreas de mayor biodiversidad de México. En específico, para la región se han reportado un total de 117 especies de mamíferos, representando el 24.8% del total de mamíferos de México (Ceballos & Oliva 2005), lo cual la convierte en la región con mayor riqueza de mastofauna para el país. Además que para Chiapas se han registrado un total de 341 especies de aves que representan el 30% de la avifauna mundial (INE-SEMARNAT 2000).

## Muestreo

Este estudio se realizó en el mes de marzo, durante la temporada seca de la región. Con el fin de conocer la disponibilidad de especies arbóreas en fructificación, se realizaron recorridos por los principales caminos y senderos de la Estación Chajul, en donde, en función de su disponibilidad en el sitio, seleccionamos tres especies arbóreas (*Guarea glabra*, *Psychotria chiapensis* y *Ampelocera hottlei*) y colectamos los frutos disponibles en el suelo.

Para determinar el uso de frutos como recurso alimenticio por parte de los vertebrados frugívoros, colocamos cuatro estaciones de muestreo de manera sistemática a orillas de cuerpos de agua, ya que el agua es un recurso limitado en esta época del año que puede atraer a diferentes grupos de vertebrados frugívoros (Tabla 1). Las estaciones de muestreo estuvieron constituidas por camas de arena humedecida y cámaras-trampa. Se colocaron dos estaciones sencillas (una sola cámara-trampa) y dos estaciones dobles (dos cámaras-trampa, Tabla 1). Las estaciones permanecieron activas 24 horas por un periodo de 3 días. El esfuerzo de muestreo de las cámaras-trampa fue de 18 trampas/noche. En cada una de las estaciones se colocaron un total de 45 frutos (15 por especie colocados de manera agrupada en 3 montones ubicados en disposición triangular con 50 cm de cada lado). Para las estaciones de muestreo control se realizó un esfuerzo de 10 trampas/día, mientras que para la búsqueda de rastros en caminos y senderos se realizó un esfuerzo de muestreo de 4,985.5 m totales. La unidad de esfuerzo para la búsqueda de frutos se expresa en metros recorridos en los senderos.

**Tabla 1.** Ubicación de las estaciones de muestreo en la Estación Biológica Chajul.

Estación	Ubicación	Cámaras
1	Sabana I	Doble
2	Arroyo la Granja	Sencilla
3	Circuito Norte	Doble
4	Puente Hamaca	Sencilla

Para evaluar si los mamíferos están presentes en el área de estudio, también se colocaron tres estaciones control con las mismas características que las descritas arriba y cercanas a los mismos sitios usando frutos comerciales (sandía, piña y cacahuate) cuyo color y olor pueden ser muy atractivos para los vertebrados frugívoros de la región. Estas estaciones estuvieron activas 24 horas por un periodo de 2 días.

Las estaciones fueron visitadas cada día para realizar el registro de huellas y de foto-capturas. Cuando se observaron huellas, se procedió a la realización de mediciones (largo de la huella y ancho del cojinete) y elaboración de moldes de yeso odontológico. Para la identificación de las huellas y los organismos fotográficos utilizamos las guías de campo de Aranda (2000) y Reid (2009).

## RESULTADOS

En contraste con lo esperado, no observamos el consumo de los frutos ofrecidos; sin embargo, en el primer día de muestreo observamos en la estación de muestreo número 1 (simple) la presencia de tres huellas de *Cuniculus paca*. Esta información se confirmó a través de la realización de mediciones de las huellas encontradas y a través de una fotografía capturada de esta especie (Tabla 2). Durante los recorridos por los senderos

entre estaciones de muestreo se observaron huellas de las especies *Tapirus bairdii*, *Pecari tajacu* y *Canis* sp. (Tabla 2), que se identificaron con ayuda de las guías de campo de Aranda (2000) y Reid (2009). Además el segundo día se fotografió un individuo de *Panthera onca* en la estación de muestreo 2.

En la estación de control B encontramos el primer día de muestreo huellas y una fotografía de una ave de la especie *Crax rubra*. Además, en el segundo día observamos en la estación control de muestreo A, 15 huellas de *Canis familiaris*. También se capturaron dos fotografías de este individuo en diferentes horas del día (10 am y 6 pm). También se observó la ausencia de los grupos de frutos de piña y cacahuate, aunque no se pudo probar que el ave los hubiese consumido.

**Tabla 2.** Numero de huellas, dimensiones de las huellas y distancia entre las huellas observadas de diferentes especies de mamíferos en los alrededores de la Estación Chajul, Chiapas, México.

Especie de mamífero	Número de huellas	Dimensiones de las huellas (largo x ancho, cm)	Distancia entre las huellas (cm)
<i>Cuniculus paca</i> *	3	7 x 4.9	14.3
<i>Tapirus bairdii</i> **	3	7.2 x 3.2	16.5
<i>Cuniculus paca</i> ***	9	6.5 x 4.0	13.0
<i>Canis familiaris</i> **	15	9.0 x 7.0	20.0
<i>Canis</i> sp. **	1		

\*= estación de muestreo; \*\*= estación de muestreo control; \*\*\*= sendero.

## DISCUSIÓN

En el sitio de estudio se observaron pocas especies de frutos maduros que estuvieran disponibles para la fauna de mamíferos terrestre medianos y grandes, debido probablemente al alto consumo de frutos por especies arborícolas como *Ateles geoffroyi*, *Alouatta pigra*, *Penelope purpurascens*, *Crax rubra*, *Trogon melanocephalus*, entre otras (G, Russildi com. pers.). A pesar de que en la zona de estudio existe registro de varias especies que consumen frutos, durante el presente trabajo solamente se registró la presencia de dos de estas especies (*Cuniculus paca* y *Tapirus bairdii*) en diferentes estaciones de muestreo y, en ninguno de los casos se observó un interés particular por los frutos ofrecidos en las estaciones, ya fueran nativos o comerciales. Adicionalmente a los individuos registrados en las estaciones de muestreo, se observó un grupo de 10 pecaríes de collar (*Tayassu pecari*), pero estos no se aproximaron a las estaciones.

La ausencia de atracción hacia los frutos nativos por parte de los vertebrados frugívoros de la región puede deberse a varios factores, incluyendo la modificación estacional en la dieta y los cambios espaciales en el uso de recursos. Aunque *Guarea glabra* y *Psychotria* sp. han sido reportadas como parte de la dieta del tapir, el pecarí de collar y el temazate; Galetti et al. (2001) encontró que *Syagrus romazoffiana*, una especie de palma cuyos frutos representan un importante recurso durante la época seca para los frugívoros en el este de Brasil, y que está reportada como parte de la dieta de especies como el tapir de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) no es consumida por este mamífero durante la temporada de menor precipitación. Por otro lado, la escasez de recursos también pudo alterar la migración de frugívoros hacia áreas con una mayor oferta de recursos (Naranjo 1997, Altrichter 1997, 2000, López et al. 2004).

Consideramos que otros dos hechos importantes podrían haber provocado el posible desplazamiento de los organismos fuera del sitio. Primero, la presencia del jaguar en el área, un

depredador tope en los ecosistemas tropicales de América, puede modificar el comportamiento de forrajeo de sus presas. Segundo, la presencia de un perro doméstico, presumiblemente de un cazador, puede representar un factor de disturbio antropogénico muy importante en la zona, el cual puede ser percibido por los vertebrados frugívoros como una gran amenaza, modificando la dinámica de las poblaciones de vertebrados locales.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Víctor Arroyo Rodríguez, por su amistad y por las sugerencias y valiosas observaciones realizadas para el adecuado desarrollo de este estudio. Al personal de la Estación Biológica Chajul, por todas las facilidades otorgadas en la logística del estudio, y a todos nuestros compañeros del curso de Ecología de la Conservación del BTH, por su amistad y gran apoyo moral durante las sesiones de trabajos.

## LITERATURA CITADA

- ALVES-COSTA, C. P., AND P. C. ETEROVICK. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecol.* 32: 77-92.
- ARANDA M. 2000. Huellas y rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto Nacional de Ecología-CONABIO. México. 212 pp.
- CHÁVEZ C., CEBALLOS, R. MEDELLÍN AND H. ZARZA. 2007. Primer censo nacional del jaguar. pp.133-141 en Ceballos G., C. Chávez, R. List y H. Zarza (editores). Conservación y manejo del jaguar en México estudios de caso y perspectivas. Conabio-Alianza WWF/Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México, México. 259 pp.
- GONZÁLEZ-ZAMORA A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, CHÁVES O. M., K. E. STONER P. RIBA-HERNÁNDEZ. 2009. Diet of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*) in Mesoamerica: Current Knowledge and Future Directions. *Am. J. Primatol.* 71:8-20
- GONZÁLEZ-ZAMORA A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, CHÁVES O. M., F. AURELI AND K. E. STONER. 2011. Influence of climatic variables, forest type, and condition on activity patterns of Geoffroy's spider monkeys throughout Mesoamerica. *Am. J. Primatol.* 73:1189-1198
- GALETTI M., KEUROGLHLIAN, HANADA L. AND MORADO I. 2001. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. *Biotropica* 33:723-726.
- HAUFLER J & SERVELLO, F. 1996. Techniques for Wildlife Nutritional Analysis, pp. 302-323. In T.A. Bookhout (ed.). Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. Wild. Soc. Bethesda, Maruland, EEUU.
- INE-SEMARNAT. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología. México D. F. 256 pp.
- JANSEN, P.A., F. BONGERS, VAN DER MEER P.J. 2008. Is farther seed dispersal better? Spatial patterns of offspring mortality in three rainforest tree species with different dispersal abilities. *Ecography* 31:43-52.
- LÓPEZ M.T., M. ALTRICHTER, J. SÁENZ Y E. EDUARTE. 2006. Valor nutricional de los alimentos de *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54:687-700.
- NARANJO E. P. AND E. CRUZ. 1998. Ecología del Tapir (*Tapirus bairdii*), en la Reserva de la Biosfera de la sepultura, Chiapa, México. *Acta Zool. Mex.* 73:11-125.
- MEDELLÍN, R. 1992. Community Ecology and conservation of mammals in a mayan tropical rainforest and abandoned agricultural fields. Tesis de Doctorado. University of Florida. USA. 333 pp.
- MEDELLÍN, R. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Conserv. Biol.* 8:780-799
- NAVARRO E. 2005. Abundancia relativa y distribución de los indicios de las especies de mamíferos medianos en dos coberturas vegetales en el santuario de flora y fauna Otún Quimbaya, Pereira, Colombia. Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad Javeriana. Bogota. D.C.
- O'BRIEN, T. G., M. F. KINNAIRD, AND H. T. WIBISONO. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6:131-139.
- REID, A. F. 2009. Mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. USA.
- RZEDOWSKI, J. 2006. Vegetación de México. 1ra Edición Digital. CONABIO. México. 504 pp.

# Partición de nicho acústico de una comunidad de anuros del bosque tropical húmedo

Ángel Gabriel Becerra-Vázquez, Ángela María Mendoza-Henao, Ana Laura Nolasco-Vélez; Laura Alexandra Rengifo-Correa\*

Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Edificio de Posgrado, Planta Baja, Costado Sur Torre II de Humanidades, Circuito Interior, Ciudad Universitaria, 04510, México, D. F.

\*Autor para la correspondencia: larecorr@gmail.com

**Resumen:** Se postula que especies simpátricas pueden coexistir si hay partición de recursos por los cuales podrían competir. Para identificar si hay segregación en el uso del espacio acústico entre los anuros de una comunidad en la Estación Biológica Chajul, Chiapas, México, se compararon las características de la frecuencia y la duración del canto de las tres especies que estaban vocalizando durante la época seca. Se encontró que todos los atributos evaluados presentaron diferencias significativas para las tres especies, por lo que se puede inferir que hay una partición del espacio acústico de dicha comunidad.

**Palabras claves:** Vocalizaciones, Reserva de la Biosfera Montes Azules, partición espectral, comunicación, competencia

## INTRODUCCIÓN

La conformación de una determinada comunidad es el resultado de la interacción de los individuos a través de su nicho, entendiendo este como el conjunto de condiciones óptimas bajo las cuales cada especie puede subsistir (Pianka 1981). Por lo tanto, cabe esperar que especies similares coexistan sin competencia ni exclusión, siempre que haya una partición eficiente del uso de los recursos.

En el caso de los anuros, el canto se considera un componente importante de su actividad reproductiva ya que representa una forma de discriminación acústica entre especies e individuos (Caldwell 1992, Vasconcelos & Rossa-Feres 2008). De esta manera, se ha postulado que para un conjunto de especies simpátricas existe una partición del espacio acústico que permite la coexistencia de varias especies en el mismo ambiente a través del aislamiento reproductivo (Lüddecke et al. 2000, Martins et al. 2006).

En regiones altamente diversas como el bosque tropical húmedo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, México, se desconoce si el canto de los machos de la comunidad de anuros constituye un factor importante en la partición de nicho entre especies. Por lo tanto, con el fin de probar la hipótesis que existe partición de nicho acústico en la comunidad de anuros de esta región, en este trabajo se evaluó (1) si existen diferencias en el patrón de frecuencias del canto de la comunidad de anuros de la Estación Biológica Chajul y (2) se describió su relación con los microhábitats utilizados por los machos. En este caso, se espera que las especies presenten atributos diferenciables respecto a las variables a evaluar.

## MÉTODOS

### Sitio de Estudio

La Estación Chajul (16°06' N, 90°56' W, 120 msnm) se encuentra ubicada en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas. Presenta un clima cálido-húmedo (temperatura media anual de 24°C) con abundantes lluvias en verano (precipitación

media anual de entre 1,500 y 3,000 mm). La vegetación predominante corresponde a bosque tropical húmedo.

### Muestreo

Se realizaron recorridos nocturnos de las 2100 h a las 0200 h durante seis noches consecutivas en temporada de secas. Los recorridos comprendieron vegetación de bosque maduro, en donde se encuentran corrientes de aguas temporales y permanentes. También se muestreó la rívera del río Lacantún en donde la vegetación es escasa. Se muestrearon los microhábitats potenciales para las especies del orden Anura: suelo, hojarasca, troncos secos, árboles, arbustos, epífitas, hojas, rocas y arroyos. El muestreo consistió únicamente en una búsqueda visual hasta dos metros de altura, sin perturbar la vegetación ni la hojarasca del suelo.

### Comunidad de Estudio y Registro de Datos

Se reconocieron ocho especies de anuros, tres de las cuales (*Rhinella marina*, *Inillus valliceps* y *Scinax staufferi*) se registraron vocalizando (Tabla 1). No fue posible el reconocimiento visual de *S. staufferi*, por lo que su determinación se obtuvo al comparar las frecuencias de su canto con las de las especies registradas para la región y otras características de su historia natural. Esta especie es abundante en una gran variedad de ambientes aunque prefieren los sitios abiertos como selvas bajas inundables y sabanas. Durante la época de sequía se refugian principalmente en bromelias, hojas de musáceas, huecos y grietas de troncos y árboles (Lee 2000, Cedeño-Vázquez et al. 2006). Los machos vocalizan permaneciendo semicultos entre la vegetación, lo que dificulta su localización (Lee 2000, Galindo-Leal 2003, Cedeño-Vázquez et al. 2006) y producen una serie de notas nasales cortas, caracterizadas por un ah-ah-ah-ah, con una frecuencia de entre 2,080 a 3,900 Hz (Galindo-Leal 2003).

Cada uno de los individuos encontrados fue capturado, fotografiado para su determinación y liberado en el mismo sitio

en donde se encontró. Durante los recorridos se realizaron grabaciones de los cantos de distintos individuos por tres minutos con un equipo de grabación digital en formato WAVE con un sampling rate de 16,000 Hz, obteniendo un mínimo de tres cantos por individuo y tres individuos por especie.

**Tabla 1.** Comunidad de anfibios de la reserva de Chajul registrada en época seca (marzo 2012). RV= registro visual. RA= registro auditivo.

Familia	Especie	RV	RA
Bufonidae	<i>Incillus valliceps</i>	X	X
Bufonidae	<i>Rhinella marina</i>	X	X
Craugastoridae	<i>Craugastor rhodopis</i>	X	
Ranidae	<i>Lithobates brownorum</i>	X	
Ranidae	<i>Lithobates vaillanti</i>	X	
Hylidae	<i>Scinax staufferi</i>		X
Hylidae	<i>Smilisca baudinii</i>	X	
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus melanonotus</i>	X	

Con ayuda del programa Raven Lite 1.0, se visualizó el espectrograma y el sonograma de cada una de las grabaciones y se caracterizaron los cantos mediante el registro de sus parámetros más informativos (Lüddecke et al. 2000, Martins et al. 2006): intervalo entre frecuencia más alta y frecuencia más baja (Intervalo), frecuencia dominante (Fdom), distancia entre sílabas (Dsil) y duración del canto (Dcanto). Para minimizar el sesgo en la medición, cada individuo y cada parámetro se midió por cuatro personas y se consideró el promedio de las cuatro mediciones con los cuales se realizaron los análisis posteriores.

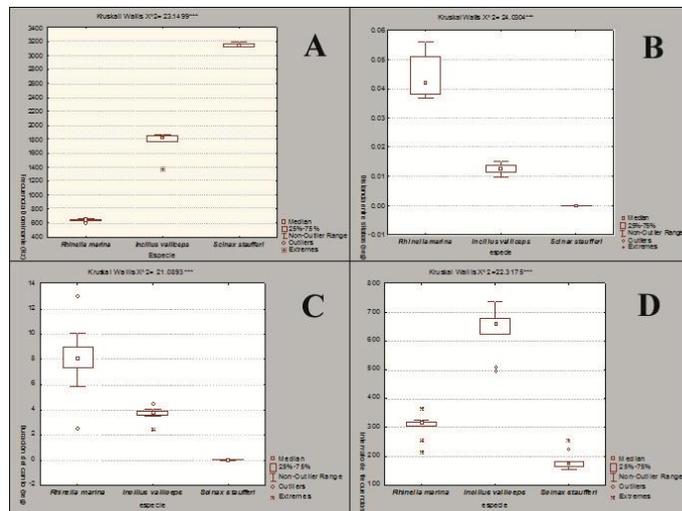
**Análisis**

Debido a que los datos no presentaron homogeneidad de varianzas cada variable fue comparada entre las tres especies por medio de pruebas no paramétricas de Kruskal Wallis. Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para evaluar las diferencias entre especies en las cuatro características del canto en conjunto. A partir del valor del primer componente para cada uno de los datos, se hizo la comparación por medio de la prueba de Kruskal Wallis y las diferencias entre pares de especies por medio de la prueba de U-Mann Whitney (Hollander & Wolfe 1973). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa R (versión 2.13.1).

**RESULTADOS**

La estructura del canto de las tres especies fue significativamente diferente para las cuatro variables evaluadas (Figs. 1 y 2). La frecuencia dominante más baja fue la registrada para *R. marina* con un promedio de 635 Hz en un intervalo de 306 Hz, seguida por *I. valliceps* con una frecuencia dominante de 1770 Hz en un intervalo de 637 Hz, y *S. staufferi* presentó la frecuencia más alta de 3143 Hz en un intervalo de 186 Hz. El canto de *S. staufferi* estuvo compuesto por una sola sílaba, siendo el canto más corto (0.74 segundos). Las sílabas del canto de *R. marina* estuvieron separadas por 0.04 segundos en un canto de 7.90 segundos. Finalmente, las sílabas del canto de *I. valliceps* estuvieron separadas por 0.01 segundos en un canto de 3.60 segundos (Figs. 1 y 2).

*Incillus valliceps* y *R. marina* se registraron cantando en borde de rivera, tanto en agua como en suelo. Sólo *R. marina* fue encontrada cantando en rocas adyacentes al río. *I. valliceps* también se encontró en el interior del bosque maduro, pero no se encontró vocalizando en este ambiente. Los cantos de *R. marina* si fueron percibidos en el interior de bosque. Finalmente, los cantos de *S. staufferi* provenían de árboles y plantas epífitas tanto en interior de bosque maduro como en borde de rivera.



**Figura 1.** Diagrama de cajas para las cuatro variables del canto de las especies en donde se muestra la mediana, los cuartiles (25-75%) y los valores extremos, así como el resultado de la prueba de Kruskal Wallis en la parte superior de cada gráfica.

Al realizar el PCA se integró el 72 por ciento de la variación de las cuatro características del canto en el primer componente, compuesto casi de igual manera por Fdom, Dsil y Dcanto, y el 25 por ciento en el segundo componente estuvo explicado mayormente por el Intervalo (Tabla 2, Fig. 3). En la prueba de Kruskal Wallis para el primer componente entre las tres especies se encontraron diferencias significativas ( $\chi^2 = 23.14$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0.0001$ ) y la prueba de Rangos de U-Mann Whitney mostró diferencias significativas entre los tres pares de especies ( $p < 0.0001$  en todos los casos).

**Tabla 2.** Resultados obtenidos por el PCA para las cuatro variables en las tres especies analizadas.

Parámetro	PC1	PC2	PC3	PC4
SD	1.6946	1.0047	0.3249	0.1158
Proporción de varianza	0.7179	0.2523	0.0264	0.0033
Rotación				
Frecuencia Dominante	0.5759	-0.0716	0.6011	0.5493
Distancia entre Sílabas	-0.5715	-0.2236	-0.1812	0.7683
Duración del Canto	-0.5690	-0.0750	0.7758	-0.2620
Intervalo de Frecuencias	-0.1333	0.969	0.0626	0.1976

**DISCUSIÓN**

Los patrones de las frecuencias de cantos de los anuros de la estación biológica de Chajul exhiben diferencias marcadas por

lo que se puede inferir que hay una partición del espacio acústico en la comunidad. Esto significa que a pesar que las especies analizadas cantaron en coro, no existe interferencia acústica y hay distintos canales de comunicación entre ellas.

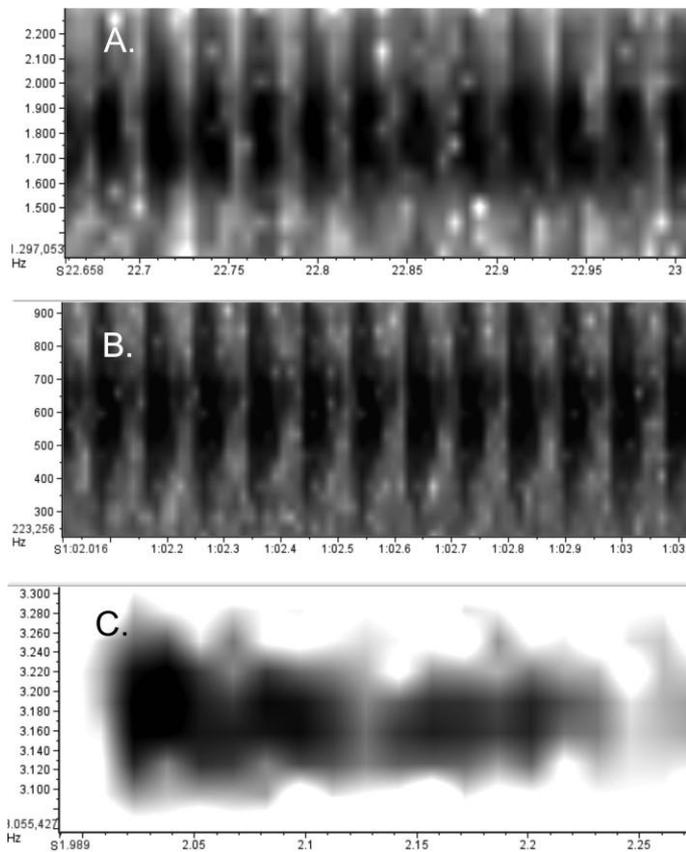


Figura 2. Espectrograma de las vocalizaciones de las tres especies. A) *Incillus vailliceps*. B) *Rhinella marina*. C) *Scinax staufferi*.

Este patrón ha sido encontrado para otras comunidades de anuros en regiones como el norte de los Andes (Lüddecke et al. 2000) donde la frecuencia dominante en cinco especies apoya el hecho que la interferencia acústica es mínima. En ecosistemas tropicales de Brasil las especies de bufónidos que exhiben un alto solapamiento en los sitios de canto presentan alta segregación en los atributos del mismo (Martins et al. 2006, Vasconcelos & Rossa-Feres 2008).

Los intervalos de frecuencias para *I. vailliceps* y *R. marina* (registrados principalmente en borde de rivera) fueron más amplios que el de *S. staufferi*. Esto concuerda con lo encontrado por Cardoso (1981) quien menciona que la comunicación en áreas abiertas favorece aquellas especies que tienen cantos con intervalos de frecuencia mayores. Hay que considerar que, pese a que las especies se encontraron en microhábitats distintos, los cantos de *R. marina* se podían percibir en el interior de bosque. Esto justifica considerar al conjunto de las especies evaluadas como una comunidad.

Los resultados de ésta evaluación deben ser considerados con cuidado, ya que aunque obtuvimos resultados consistentes con otras investigaciones, evaluamos una muestra pequeña tanto en número de individuos cómo en número de cantos. Adicionalmente, debido a la dificultad de muestreo de la especie arborícola, es recomendable, bajo estas circunstancias, implementar un muestreo más intensivo que permita incrementar el número de individuos y la probabilidad de encuentro de las especies que estén vocalizando.

Debido a que el trabajo de campo se realizó en época de secas, sólo se registraron cantando tres de las ocho especies

encontradas, lo que obedece al patrón de mayor actividad reproductiva en época de lluvias (Duellman & Trueb 1994). Sin embargo, el hecho que se presentaran pocos coros permitió tener una diferenciación clara intra e interespecífica. Además, este trabajo constituye un complemento al estudio de las vocalizaciones de anuros que por lo general se encuentran sesgadas a las épocas de lluvias, y es posible que si se realizan comparaciones con épocas de lluvias puedan encontrarse diferencias en los patrones de vocalizaciones de la misma comunidad.

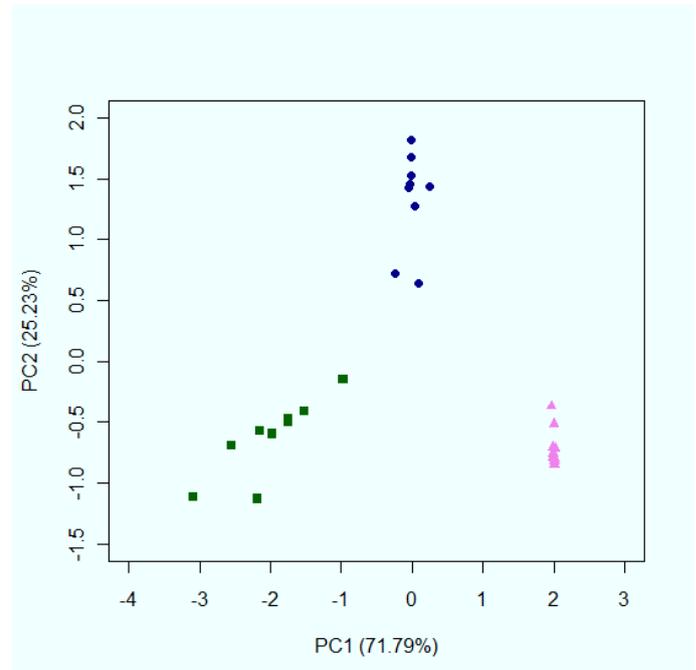


Figura 3. Gráfica de puntos entre los dos componentes principales del PCA que permite visualizar la diferenciación en las tres especies, Verde = *Rhinella marina*. Azul = *Incillus vailliceps*. Violeta = *Scinax staufferi*.

En síntesis, la partición del nicho entre las especies no puede ser explicada por una sola variable, sino tomando en cuenta el conjunto de variables que generarían competencia por un recurso limitado (Pianka 1981). Debido a que el espacio acústico representa un recurso importante para la reproducción, la partición de este recurso incrementa la viabilidad de las poblaciones pues no hay competencia por éste.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus más sinceros agradecimientos a Víctor Arroyo Rodríguez y al personal que labora en la estación biológica Chajul. Al Posgrado en Ciencias Biológicas, al curso de Ecología y Conservación de Bosques Húmedos Tropicales y los estudiantes que participaron.

### LITERATURA CITADA

CALDWELL, J. P. 1992. Diversity of reproductive modes in anurans: facultative nest construction in gladiator frogs. In W. C. Hamlet (Ed.). Reproductive biology of South American vertebrates. pp. 85-97. Springer-Verlag, New York, United States of America.

CARDOSO, A. J. 1981. Organização Espacial e Temporal na Reprodução e Vida Larvária em uma Comunidade de Hílideos no Sudeste do Brasil (Amphibia, Anura). Thesis. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Brazil.

CEDEÑO-VÁZQUEZ, J. R., R. R. CALDERÓN-MANDUJANO Y C. POZO. 2006. Anfibios de la región de Calakmul, Campeche, México.

- CONABIO/ECOSUR/CONANP/PNUD-GEF/SHM, Quintana Roo, México.
- DUELLMAN, W. E., Y L. TRUEB. 1994. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill, New York, United States of America.
- GALINDO-LEAL, C. 2003. *De dos mundos: las ranas, sapos y salamandras de la Península de Yucatán, México*. Pangaea, Estados Unidos de América.
- HOLLANDER, M., y D. A. WOLFE. 1973. *Nonparametric Statistical Methods*. John Wiley & Sons, New York.
- LEE, J. C. 2000. *A field guide to the amphibians and reptiles of the Maya World*. Cornell University, New York, United States of America.
- LÜDDECKE, H., A. AMÉZQUITA, X. BERNAL, y F. BERNAL. 2000. Partitioning of vocal activity in a Neotropical highland-frog community. *Stud. Neotrop. Fauna & Environm.* 35: 185-194.
- MARTINS, I. A., S. C. ALMEIDA, y J. JIM. 2006. Calling sites and acoustic partitioning in species of the *Hyla nana* and *Rubicundula* groups (Anura, Hylidae). *Herpetol. Journal* 16: 239-247.
- PIANKA, E. R. 1981. Competition and niche theory. In R.M. May (Ed.). *Theoretical Ecology Principles and Applications*. pp. 167–196. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England.
- VASCONCELOS, T. S., y D. C. ROSSA-FERES. 2008. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in Southeastern Brazil. *Phyllomedusa* 7: 127-142.





El contenido de cada artículo es responsabilidad de los autores, ya que no siempre refleja la opinión de todos los profesores y estudiantes del curso. El contenido de esta revista puede reproducirse siempre que se citen la fuente y el autor.

**Financiamiento:** Este proyecto no podría haberse realizado sin el apoyo de Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C. y el Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

**Agradecimientos especiales:**

Al M. C. Javier de la Maza, M. C. Julia Carabias y todo el personal y staff de la Estación Chajul. Gracias por todo su apoyo, sin el cual este curso no habría sido posible!

A los profesores invitados del curso, gracias por compartirnos toda su experiencia y sabiduría sobre la ecología y conservación de estos bosques!

A todos los estudiantes del curso. Espero que hayan disfrutado del curso y que se conviertan en ecólogos y biólogos de la conservación de bosques tropicales!

**Edición:** Esta publicación fue editada por el Dr. Víctor Arroyo-Rodríguez. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM campus Morelia, Michoacán, México. E-mail: [arroyo@cieco.unam.mx](mailto:arroyo@cieco.unam.mx)

©Laboratorio de Ecología de Paisajes Fragmentados, CIEco, UNAM

<http://www.oikos.unam.mx/paisajes/>