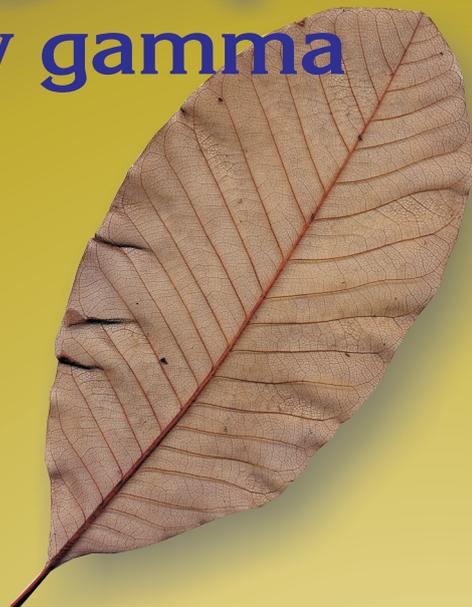


Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades

α β γ
alfa, beta y gamma

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



S.E.A.



CONABIO



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science

m3m
vol. 4
Monografías
3er Milenio

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



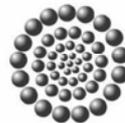
S.E.A.



CONABIO



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science



CONACYT
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

Zaragoza, 2005

Primera edición: 30 Noviembre 2005

Título:

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

Editores:

Gonzalo Halffter, Jorge Soberón, Patricia Koleff & Antonio Melic

ISBN: 84-932807-7-1

Dep. Legal: Z-2275-05

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

Patrocinadores del volumen:

• **SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA (SEA)**

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

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

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

• **GRUPO DIVERSITAS-MÉXICO**

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

Portada, diseño y maqueta: A. Melic

Imprime:

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

Forma sugerida de citación de la obra:

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

Sobre Diversidad Biológica:
El significado de las Diversidades

$\alpha\beta\gamma$

alfa, beta y gamma

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





S.E.A.

Sociedad Entomológica Aragonesa

D. Antonio Melic Blas
Presidente

D. César González Peña
Vicepresidente

D^a Inés Montañés Alcaine
Secretaria

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



DIVERSITAS
an international programme
of biodiversity science

Grupo DIVERSITAS

Dr. Gonzalo Halffter
Presidente

Dra. Claudia E. Moreno
Secretaria Técnica



CONABIO

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

Ing. José Luis Luege Tamargo
Secretario Técnico

Dr. José Sarukhán Kermez
Coordinador Nacional

Mtra. Ana Luisa Guzmán y López Figueroa
Secretaría Ejecutiva

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



CONACYT

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

Dr. Gustavo Chapela Castañares
Director General

Dr. Efraín Orestes Aceves Piña
Director de Asuntos Internacionales

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



CAPÍTULO 12:

Complementariedad y patrones de anidamiento de especies de árboles en el paisaje de bosque de niebla del centro de Veracruz (México)

Guadalupe Williams-Linera

Departamento de Ecología Funcional
Instituto de Ecología, A.C.
Km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec,
351. Congregación El Haya.
Apartado Postal, 63.
Xalapa, Veracruz 91070, México
lupew@ecologia.edu.mx

Ana María López-Gómez

Departamento de Ecología Funcional
Instituto de Ecología, A.C.
Km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec,
351. Congregación El Haya.
Apartado Postal, 63.
Xalapa, Veracruz 91070, México

Miguel Angel Muñoz-Castro

Departamento de Ecología Funcional
Instituto de Ecología, A.C.
Km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec,
351. Congregación El Haya.
Apartado Postal, 63.
Xalapa, Veracruz 91070, México

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

Editores:

Gonzalo Halffter, Jorge Soberón,
Patricia Koleff & Antonio Melic

Patrocinadores:

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

SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA
(SEA), ZARAGOZA, ESPAÑA.

GRUPO DIVERSITAS-MÉXICO

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y
TECNOLOGÍA (CONACYT) MÉXICO

ISBN: 84-932807-7-1

Dep. Legal: Z-2275-05

m3m: Monografías Tercer Milenio
vol.4, S.E.A., Zaragoza, España
30 Noviembre 2005
pp: 153 -164.

COMPLEMENTARIEDAD Y PATRONES DE ANIDAMIENTO DE ESPECIES DE ÁRBOLES EN EL PAISAJE DE BOSQUE DE NIEBLA DEL CENTRO DE VERACRUZ (MÉXICO)

Guadalupe Williams-Linera,
Ana María López-Gómez
& Miguel Angel Muñoz-Castro

Resumen: En las cercanías de Xalapa, Veracruz, se seleccionaron sitios representativos del paisaje regional: fragmentos de bosque de niebla (10) conectados por cafetales de sombra activos (4) y abandonados (4) y acahuales derivados de potreros abandonados hace 0.25 a 80 años (12). En cada sitio se determinó la riqueza y densidad de especies arbóreas ≥ 5 cm diámetro. En total, se registraron 153 especies de árboles: 125 nativas (71 primarias, 54 secundarias) y 28 no-nativas. Bosque y acahuales tenían el menor número de especies no-nativas (2 a 3) y el cafetal activo el mayor (25). Estimadores no paramétricos de riqueza de especies indicaron que se requiere más esfuerzo de muestreo para completar los inventarios (30 a 56 especies arbóreas adicionales). En cada categoría de uso del suelo considerada, los sitios tienen diferente composición y por lo tanto son altamente complementarios a nivel de paisaje (50 a 100%). Para analizar patrones de anidamiento se utilizó la métrica T (temperatura del sistema), que indica si las floras en cada uso del suelo o sitio son subconjuntos de una flora regional. El anidamiento de los ensamblajes de todos los sitios agrupados está distribuido en subconjuntos anidados ($T = 20.2$, $P < 0.001$). Al analizar usos de suelo por separado, se constató que los acahuales, por ser parte de un mismo proceso sucesional, tienen ensamblajes de especies anidados ($T = 29.0$, $P < 0.001$). Similarmente, los cafetales presentan ensamblajes anidados de especies nativas ($T = 28.4$, $P < 0.001$). En contraste, los ensamblajes de especies de los fragmentos de bosque no están anidados ($T = 45.3$, $P = 0.41$). Este es un rasgo distintivo del bosque de niebla, el cual exhibe gran heterogeneidad en la composición de especies sobre distancias geográficas cortas. En conclusión, diferentes usos del suelo influyen en la composición específica del paisaje de manera distinta, pero cada elemento actúa como un depositario de parte de la diversidad regional. Dada la alta complementariedad observada entre fragmentos de bosque, cafetales y acahuales, un acercamiento de conservación regional requerirá una visión integradora del paisaje.

Palabras clave: Acahuales, anidamiento, árboles, bosque de niebla, cafetales, complementariedad, diversidad, fragmentación, plantas leñosas, Veracruz, México.

Complementarity and nestedness patterns of tree species in a cloud forest landscape in central Veracruz (Mexico)

Abstract: Sites representing the regional landscape were selected nearby Xalapa, Veracruz: cloud forest fragments (10) connected by active (4) and abandoned (4) shaded coffee plantations, and old fields derived from pastures abandoned 0.25 to 80 years ago (12). Richness and density of species of trees ≥ 5 cm diameter were determined. A total of 153 tree species was recorded: 125 were natives (71 primary, 54 secondary) and 28 non-natives. Forest and old fields had the lowest number of non-native species (2-3), and active coffee plantations had the highest number (25). Non-parametric estimators of species richness indicated that a bigger sampling effort would be necessary to complete inventories (12 to 36 additional tree species). Every site in each land use category displayed a different species composition; therefore, they were highly complementary at the landscape level (50 to 100%). Nestedness patterns were analyzed using the T metric (system temperature) to determine whether the flora in each land use is a subset of a whole regional flora. Species from all sites and land uses were distributed in nested subsets ($T = 20.2$, $P < 0.001$). Old fields are formed by nested species assemblages because they are part of the same successional process ($T = 29.0$, $P < 0.001$). Likewise, coffee plantations had nested native species assemblages ($T = 28.4$, $P < 0.001$). In contrast, species assemblages of forest fragments are not nested ($T = 45.3$, $P = 0.41$); the cloud forest shows a great heterogeneity in species composition over short geographical distances. In conclusion, different land uses influence species composition in a distinctive way at the landscape level, but each landscape element acts as a repository of part of the regional diversity. Given the high complementarity of forest fragments, coffee plantations, and old fields, a regional conservation approach will require focusing on the integrity of the landscape.

Key words: Old fields, nestedness, trees, cloud forest, coffee plantations, complementarity, diversity, fragmentation, tree species, Veracruz, Mexico.

Introducción

Los bosques de niebla exhiben gran variación natural en composición de especies y en estructura debido a la variedad de hábitats que los conforman a causa de la heterogeneidad topográfica y de microclimas. Este bosque se encuentra aislado física y climatológicamente en elevaciones intermedias de las montañas, comúnmente dentro de un rango altitudinal estrecho de unos 300 m dependiendo de la altura en donde se forman las nubes (Aldrich *et al.*, 2000). Es por ello que la riqueza de plantas y la abundancia relativa de especies leñosas, así como la estructura de la vegetación, cambian en distancias relativamente cortas mostrando niveles altos de diversidad beta o recambio de especies (Churchill *et al.*, 1995; Nadkarni & Wheelwright, 2000). La conservación de la biodiversidad en estos bosques implica seleccionar áreas prioritarias no solo por la riqueza de especies, sino también por lo que se complementen una a otra bióticamente (Colwell & Coddington, 1994; Howard *et al.*, 1998; Anderson & Ashe, 2000; Williams-Linera, 2002). Adicionalmente, las estrategias de conservación tendrían que establecer prioridades al nivel de especie, tratando de distinguir las áreas con patrones de composición de especies anidados o con especies raras o endémicas (Honnay *et al.*, 1999; Myklestad & Sætersdal, 2004).

En México, la importante biodiversidad del bosque de niebla se debe principalmente a la combinación de humedad alta y temperatura templada que ha creado un ambiente favorable para la coexistencia de la flora templada y la neotropical, así como para la evolución y mantenimiento de la diversidad de especies de plantas y animales, muchas de las cuales son exclusivas de este ecosistema (Rzedowski, 1993, 1996; Challenger, 1998). En México, el bosque de niebla es por mucho el tipo de vegetación más diverso por unidad de área. El bosque de niebla o mesófilo de montaña (BMM) potencialmente ocurre en menos de 20,000 km² o sea entre 0.5 a 1 % de la superficie del país (Rzedowski 1996). Una estimación más realista es de sólo 8,000 km² (Challenger 1998). Aún así, el área ocupada por BMM representa cerca del 8.3% de los bosques de niebla de América según datos presentados por Bubb *et al.* (en revisión). Se estima que de 2,500 a 3,000 especies de plantas componen el BMM (Rzedowski, 1996), lo cual representa entre 10 y 12% de todas las especies vegetales que existen en México y un alto número de plantas son endémicas (30% de la flora fanerogámica, Rzedowski, 1993; Challenger, 1998).

Veracruz ha sido históricamente el cuarto estado del país con mayor proporción de este tipo de ecosistema, pero gran parte de éste y otros tipos de bosque han sido convertidos a otros usos de suelo (Flores-Villela & Gerez, 1988; Dirzo & García, 1992; Williams-Linera, 1992). En la región de Xalapa, Veracruz, hasta principios del siglo XX, extensiones grandes de bosque continuo fueron descritas por viajeros y colectores botánicos en un gran número de crónicas. En décadas recientes, el bosque de niebla en la región oeste de Xalapa ha sido reducido a sólo el 10% del área original. Además de fragmentos de bosque, el 17% del área está

cubierta por bosque perturbado o cafetales con sombra, otras coberturas representan vegetación secundaria o acahuales (17%), potreros (37%) y asentamientos humanos (18%) (Williams-Linera *et al.*, 2002). La pérdida de hábitat forestal es casi del 90% pero debido a la existencia de otros sistemas que sirven como conectores y amortiguadores, la pérdida de diversidad para ciertos taxa ha sido nula (Estrada *et al.*, 1993; Arellano & Halfpeter, 2003; Pineda *et al.*, 2005).

La reforestación y la recuperación de la diversidad forestal es un reto mayor debido a que el proceso de la sucesión secundaria en estos bosques es mejor restaurando la estructura vegetal que recuperando la biodiversidad (Rüger *et al.*, en revisión). Actualmente, estamos estudiando la sucesión secundaria (Muñiz-Castro, datos no publicados, Rüger *et al.*, en revisión), y nuestros datos preliminares corroboran que las direcciones y la composición de las comunidades vegetales pueden ser altamente variables. Para tener un ejemplo de lo que es la diversidad en la región se necesitan estudios que evalúen la diversidad en otros usos del suelo, además del bosque. Tales investigaciones deben proveer información que ayude a tomar decisiones sobre prioridades de conservación de este tipo de bosque y también sobre programas de monitoreo y restauración. Si la meta es conservar la integridad del paisaje, dada la gran heterogeneidad de la región, debemos considerar la variabilidad de sitio a sitio por lo que realmente es imperativo proteger los fragmentos de bosque pero también otros usos del suelo que contribuyan a conservar la riqueza regional.

Por lo tanto, la meta del presente estudio fue identificar la diversidad de especies de árboles asociada a las diferentes categorías de uso de suelo y determinar cómo cada categoría de uso de suelo contribuye a la riqueza del paisaje modificado de bosque de niebla en el centro de Veracruz. Los objetivos particulares fueron determinar la diversidad de cada sitio de estudio (alfa), la diversidad entre categorías de uso del suelo (beta) y analizar la diversidad de especies de árboles a nivel del paisaje fragmentado de bosque de niebla.

Métodos

Área de estudio. Todos los sitios de estudio se localizan cerca de Xalapa, Veracruz, México, entre 1200 y 2000 m de elevación en la Sierra Madre Oriental. La precipitación anual total en esta región varía entre 1300 y 2200 mm, mientras que la temperatura media anual está entre 12 y 18 °C (Anexo A). Típicamente hay tres estaciones bien definidas, una relativamente seca y templada que va de octubre-noviembre a marzo (época de nortes), una estación seca y cálida durante abril y mayo, y la estación húmeda y cálida de junio a octubre (época de lluvias) (Williams-Linera, 1997). La composición de especies de árboles es parecida entre los fragmentos de BMM aunque la dominancia relativa de cada especie cambia de un fragmento al siguiente (Williams-Linera *et al.*, 1996). Algunos árboles dominantes son *Liquidambar styraciflua*, *Carpinus caroliniana*,

Clethra mexicana, *Quercus germana*, *Q. leiophylla*, *Q. xalapensis* y *Turpinia insignis*, aunque también se encuentran algunos fragmentos con especies monodominantes como *Oreomunnea mexicana* o *Fagus grandifolia* var. *mexicana*.

Los sitios de estudio representan la variedad de situaciones que existen en la región. Las categorías de uso de suelo estudiadas fueron bosque (10 sitios), cafetal de sombra abandonado (4 sitios), cafetal de sombra activo (4 sitios) y acahual derivado de potreros abandonados entre hace 0.25 y 80 años, estos últimos se clasificaron en de 0-10 años (5 sitios), 10-20 años (4 sitios) y > 20 años (3 sitios) de abandono. Las características de los sitios de estudio se encuentran en el Anexo A.

Para determinar la riqueza de especies y la densidad de árboles ≥ 5 cm de diámetro a 1.3 m (dap), en todos los sitios de estudio se utilizaron diez lotes de 10 x 10 m como unidad de muestreo, la excepción fue que en los cafetales activos se utilizaron lotes de 20 x 20 m y en los acahuales se muestrearon sólo ocho lotes de 10 x 10 m. En cada lote se identificaron las especies presentes y se contaron los individuos. Cuando la identificación no se pudo llevar a cabo en campo, se colectaron ejemplares de herbario que se depositaron e identificaron en el herbario XAL del Instituto de Ecología, A. C. La nomenclatura sigue a Flora de Veracruz (Sosa & Gómez-Pompa, 1994). Las especies se catalogaron en nativas y no nativas y las especies nativas se clasificaron en primarias y secundarias, de acuerdo a información de Flora de Veracruz, consulta a especialistas y observaciones personales.

La diversidad alfa se estimó como número de especies. Para analizar la variación en riqueza de especies de plantas leñosas entre los sitios de estudio y lo completo del inventario de especies, usamos el programa EstimateS versión 7 (Colwell, 2004). Este programa calcula curvas de acumulación de especies esperadas, con intervalos de confianza al 95%, sin necesidad de remuestreo (función *Mao Tau*). Las curvas de acumulación de especies, tanto esperadas como estimadas, se trazaron para todos los sitios juntos y por categoría de uso del suelo. Para inferir si los inventarios estaban completos se utilizaron Chao 1 y Jackknife 1 que son estimadores no paramétricos de riqueza de especies y se evaluó el grado de sobreposición de las curvas de los *singletons* o únicos (número de especies que están representadas solamente por un único individuo o están en una sola muestra), y la de los *doubletons* (número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra) (Colwell & Coddington, 1994).

Chao 1 es un estimador del número de especies en una comunidad que utiliza datos de abundancia y se basa en el número de especies raras en la muestra. La fórmula es

$$S_{\text{Chao1}} = S_{\text{obs}} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

donde S es el número de especies en una muestra, F_1 es el número de *singletons* y F_2 es el número de *doubletons* (Colwell, 2004; Colwell & Coddington, 1994).

Jackknife 1 es un estimador de riqueza basado en datos de incidencia y la fórmula es

$$S_{\text{jack1}} = S_{\text{obs}} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$$

donde Q_1 es la frecuencia de únicos y m es el número total de muestras (Colwell, 2004).

Dado que el área muestreada para cada categoría de uso de suelo fue diferente, la riqueza de especies se comparó utilizando curvas de rarefacción escalando a número de individuos, como recomiendan Gotelli y Colwell (2001). Las curvas de rarefacción se utilizaron para comparar la diversidad entre las distintas categorías de uso de suelo.

La diversidad beta se estimó como complementariedad y mediante un índice clásico de similitud basado en Bray-Curtis (igual al índice de Sorensen cuantitativo) (Magurran, 1988). Dado que nuestros datos son de abundancia decidimos comparar esos dos índices entre todos los sitios y entre categorías de uso del suelo.

La complementariedad se usó para capturar el sentido de que floras complementarias forman parte de un todo. Este concepto intenta abarcar lo distintivo de la composición de especies a lo largo de un amplio espectro de escalas ambientales, ya sean las diferencias entre varios hábitats o al nivel de paisaje en gradientes ambientales.

Se estimó la complementariedad mediante la fórmula:

$$C = [(S_j + S_k) - 2V_{jk} / (S_j + S_k) - V_{jk}] * 100$$

donde S_j y S_k es el número de especies en los sitios j y k , y V_{jk} es el número de especies en común en los dos sitios. La complementariedad varía de 0% cuando las dos listas son idénticas a 100%, cuando las listas son completamente distintas (Colwell & Coddington, 1994).

La fórmula de Bray Curtis es la siguiente:

$$\text{Índice de similitud } (C_N) = 2jN / (aN + bN)$$

donde aN y bN son el número de individuos de los sitios A y B respectivamente y jN es la suma de las abundancias menores de los dos sitios (Magurran, 1988).

Para analizar la diversidad en una escala más amplia que la de un sitio individual (alfa) o grupos de sitios o categorías (beta), decidimos enfocarnos en un patrón espacial de la diversidad a nivel paisaje, como es el anidamiento de ensambles de especies, pues este patrón se asocia a escenarios de fragmentación (Honnay *et al.*, 1999; Atmar & Patterson, 1993). El término de anidamiento se refiere a que las especies que conforman una biota forman parte de biotas mayores. Para nuestro estudio consideramos que las floras de cada categoría de uso del suelo son subconjuntos de un todo o flora regional al nivel de paisaje.

En los últimos años han sido propuestos varios métodos para evaluar la significancia estadística de los patrones de anidamiento (revisados por Wright *et al.*, 1998). Recientemente, Atmar & Patterson (1993) desarrollaron un programa para evaluar el anidamiento: el "estimador de la temperatura de anidamiento" (Nestcalc) el cual se ha utilizado en diversos estudios (Honnay *et al.*, 1999; Myklestad & Sætersdal, 2004; Pineda & Halffter, 2004). El programa Nestcalc se basa en que

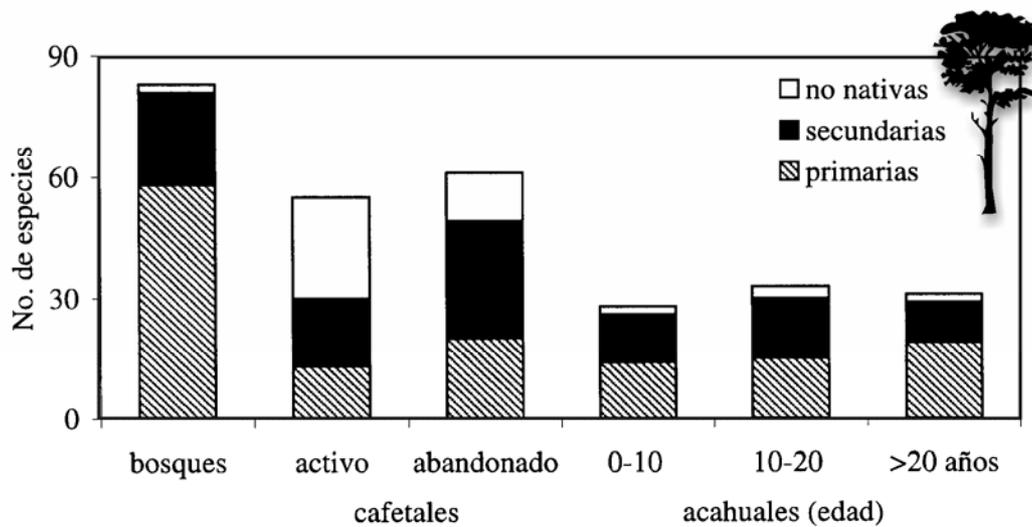


Fig. 1. Número de especies nativas clasificadas en primarias y secundarias y número de especies no nativas en cada categoría de uso de suelo estudiada en la región de bosque de niebla en el centro de Veracruz, México.

existe un continuo entre los extremos de un anidamiento perfecto y uno completamente al azar y éste puede describirse en términos termodinámicos simples. Para el análisis de patrones de anidamiento se utiliza la métrica T (temperatura del sistema), que mide la extensión del orden presente en matrices de presencia-ausencia. Los valores de temperatura pueden variar desde 100 °C si los ensamblajes de especies están completamente al azar e indica heterogeneidad, hasta 0 °C si son ensamblajes ordenados o completamente anidados. La significancia estadística de una matriz observada se obtiene mediante la prueba de Monte-Carlo.

Resultados y discusión

Riqueza de especies. En un área muestreada total de 3.96 ha, se registraron 3029 individuos y 156 especies de árboles ≥ 5 cm dap en 10 fragmentos de bosque, cuatro cafetales de sombra abandonados, cuatro cafetales de sombra activos y 12 etapas sucesionales derivadas de potreros abandonados entre 0.25 y 80 años. Del total de especies, 125 fueron nativas y 28 introducidas y 3 no identificadas ni al nivel de familia. Las especies nativas se separaron en 71 especies primarias y 54 secundarias (Anexo B). Las especies nativas fueron importantes en todas las categorías de uso del suelo y las especies primarias predominaron en los bosques y los potreros, pero no en los cafetales (Figura 1). Obviamente, el bosque es la categoría de uso del suelo con menos especies no-nativas, aunque aún en esta categoría se registraron dos especies (*Annona cherimolla* y *Leucaena leucocephala*) pero ambas se encontraron en un solo sitio.

El mayor número de especies registrado en un solo sitio representa únicamente el 22% de la diversidad total y se presentó en un cafetal activo. Cuando sólo se consideran especies nativas la mayor diversidad se presentó en dos bosques pero únicamente representó el

26% de las nativas (Anexo B). Lo anterior indica que la diversidad alfa no está promoviendo la alta riqueza de especies de árboles en la región. En un estudio sobre diversidad de ranas en la misma región, Pineda & Halffter (2004) también encontraron que no es la diversidad alfa por sí sola sino la diversidad beta la que está determinando la riqueza de especies en el paisaje.

Los estimadores no paramétricos de diversidad tienen reglas para detenerse e indicar que el censo está completo si todas las especies se observan varias veces durante el muestreo y si ninguna de las especies es rara (poco frecuente o poco abundante) (Colwell & Coddington, 1994). Los estimadores no paramétricos están basados en las especies raras y son apropiados para utilizarse en estudios llevados a cabo en hábitats fragmentados, como es el caso del paisaje de BMM, en donde las especies no necesariamente están representadas equitativamente en cada fragmento (ver Colwell & Coddington, 1994; Chazdon *et al.*, 1998).

Las curvas de acumulación de todas las especies observadas, así como sólo de especies nativas, combinando todas las categorías de uso de suelo son no-asintóticas (Figura 2 A, B). Los estimadores no paramétricos de diversidad corroboran esta observación e indican que aún falta encontrar entre 30 (Chao1) y 56 (Jack1) especies de árboles para completar el inventario en esta región (Figura 2A). Cuando solo se utilizaron especies nativas, los estimadores señalan que hacen falta entre 23 (Chao1) y 47 (Jack1) especies de árboles (Figura 2B).

Las curvas de los *singletons* (especies raras) no tienden a sobreponerse a las curvas de los *doubletons* indicando que aún no es posible alcanzar una asíntota tanto para todas las especies juntas como para sólo nativas (Figura 2 A, B). Las especies con un solo individuo (*singletons*) representan 18% del inventario del listado completo y 19% del listado de sólo especies nativas, y esas mismas son las especies poco frecuentes

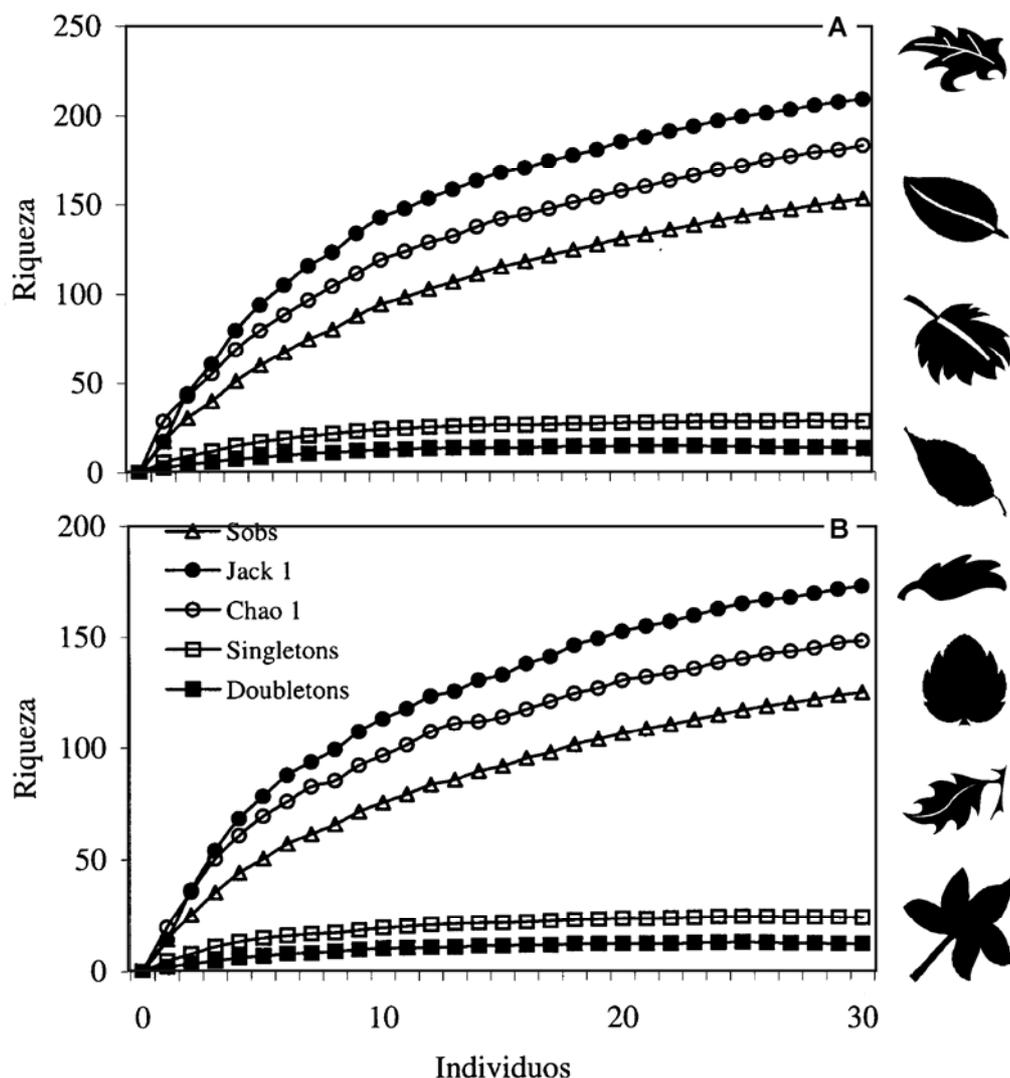


Fig. 2. Curvas de acumulación de especies de riqueza observada (Sobs) y riqueza estimada por los estimadores no paramétricos Chao1 y Jack1 y curvas de *singletons* y *doubletons*. **A.** todas las especies registradas, **B.** solo especies nativas al bosque de niebla en el centro de Veracruz, México.

en los sitios. En forma proporcional, en el bosque se presentaron más especies con un solo individuo (25 de 83 o 30%), que en los cafetales (14 de 85 o 17%) y acahuals (11 de 53 o 21%).

Al analizar la riqueza de especies de árboles por uso del suelo, los estimadores no paramétricos Chao1 y Jack1 mostraron que los inventarios de cafetales y acahuals están más completos que el inventario de bosque, ya que para completar el inventario de cafetales y acahuals se necesitan entre 10 a 14 y de 19 a 27 especies, respectivamente, mientras que para bosque faltan de 21 a 44 especies de árboles y ello puede estar relacionado con que hay mayor porcentaje de rareza en la categoría de bosque.

En general, los inventarios de todas las especies y usos de suelo agrupados, así como los inventarios por uso del suelo cubren más del 50% de las especies estimadas, por lo que consideramos que nuestros esfuerzos de muestreo son apropiados aunque los inventarios no estén completos.

Rarefacción. La riqueza de especies por categorías de uso de suelo se obtuvo a partir de muestrear áreas de diferente tamaño (Anexo B). La comparación más apropiada es aquella que controla las diferencias en abundancia o reduce las muestras a un nivel de abundancia común y entonces compara la riqueza de especies (Gotelli & Colwell, 2001). Así, para determinar si las diferentes riquezas son debidas a diferencias biológicas o son sólo diferencias en muestreo que desaparecerían si se hubiera colectado en condiciones similares, utilizamos la técnica denominada rarefacción escalando las curvas a número de individuos (EstimateS versión 7, Colwell, 2004).

Al analizar todas las especies juntas, las curvas de rarefacción indican que los cafetales, debido a que contienen un número elevado de especies cultivadas, alcanzan una riqueza más alta con un número menor de individuos sugiriendo que tienen mayor riqueza que el bosque o el acahual (Figura 3A). Sin embargo, las curvas de rarefacción muestran que la mayor riqueza de espe-

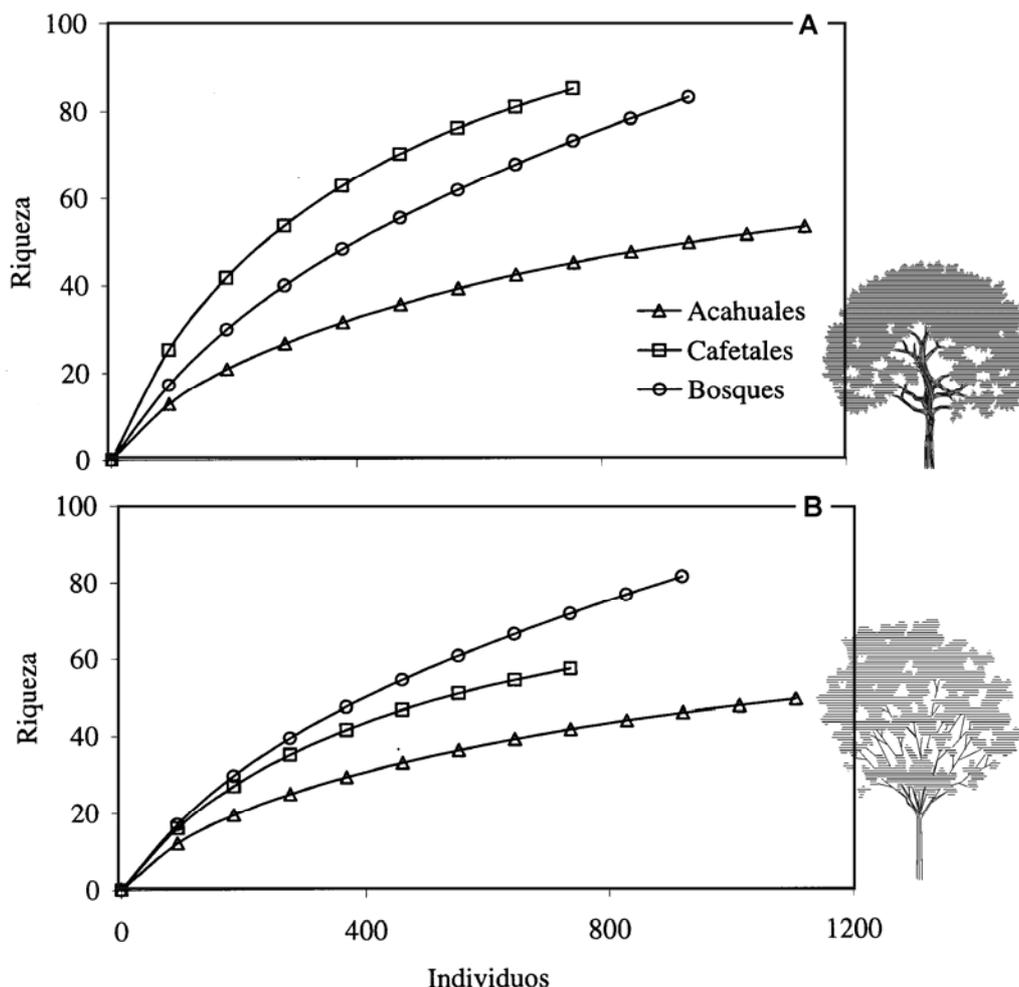


Fig. 3. Curvas de rarefacción comparando la riqueza de especies entre las categorías de uso de suelo estudiadas. A. todas las especies registradas. B. solo especies nativas al bosque de niebla en el centro de Veracruz, México.

cies nativas se encuentra en el bosque (86 especies) (Figura 3B) y que los cafetales y los acahuales mantienen un buen porcentaje de esa riqueza (70 y 61% respectivamente), lo que apoya la idea de considerar otros usos del suelo para la conservación biológica.

Complementariedad. La complementariedad entre todos los sitios fue muy alta y al interior de cada una de las categorías de uso del suelo se presentan valores iguales o mayores a 50%, lo que indica que hay mucha heterogeneidad en la composición de especies en la región (Tabla I A). En todos los sitios se obtuvieron complementariedades de 50 a 100%, mientras que los sitios de bosque son complementarios de 50 a 100%, los cafetales de 62 a 91% y los acahuales de 50 a 100%. A un nivel regional, la diversidad beta es alta porque la composición de especies y el grado de dominancia cambian en distancias relativamente cortas, cambiando paso a paso de un bosque al siguiente. Estas diferencias entre sitios han sido observadas en la mayoría de los lugares con bosque de niebla (Gentry, 1995; Nadkarni & Wheelwright, 2000).

Tabla I. Matrices de A. Complementariedad y B. Índice de similitud de Bray Curtis para evaluar la diversidad beta entre categorías de uso de suelo. Aband = abandonado

A. Complementariedad					
	Acahual		Cafetal		Bosque
	medio	viejo	aband	activo	
joven	61	60	85	88	77
medio		61	82	84	79
viejo			87	89	76
aband				62	90
activo					88

B. Similitud de Bray Curtis					
	Acahual		Cafetal		Bosque
	medio	viejo	aband	activo	
joven	0.55	0.37	0.28	0.07	0.22
medio		0.41	0.25	0.04	0.21
viejo			0.15	0.02	0.35
aband				0.35	0.06
activo					0.02

Es importante considerar los altos porcentajes de complementariedad para la conservación del BMM en general ya que otros grupos de especies de flora y fauna, que dependen de la estructura vegetal, podrían tener también una riqueza complementaria. De hecho se ha señalado una complementariedad similar en otras especies de la región, tal es el caso de ranas (30 a 92%) y de escarabajos del estiércol (41%) considerando los mismos usos del suelo que los de nuestro estudio (Pineda & Halffter, 2004). Asimismo, en fragmentos de bosque en nuestra región se han señalado complementariedades entre 50 y 87% para especies de helechos tanto epífitos como terrestres (Williams-Linera *et al.*, 2005). La composición de especies de los acahuals jóvenes, intermedios y maduros fueron complementarias a las del bosque en 77, 79 y 76%, respectivamente. Los cafetales abandonados presentaron una complementariedad con el bosque de 90% y los activos de 88% (Tabla I A).

Para estimar la complementariedad se utilizan datos de presencia-ausencia de especies. Dado que en nuestro estudio incluimos etapas sucesionales y que en sitios muy jóvenes hay especies de árboles (e.g., *Carpinus caroliniana*) representadas por un solo individuo, mientras que la misma especie presenta densidades muy altas en fragmentos de bosque, consideramos necesario utilizar un índice que contemplara datos de abundancia de especies. La versión 7.0 del programa EstimateS presenta el índice de Bray Curtis que permite analizar los mismos datos cuantitativamente. Al utilizar el índice de Bray Curtis encontramos una coincidencia con complementariedad. Los bosques y acahuals presentaron cierta similitud entre ellos, pero los bosques y cafetales tuvieron una similitud cercana a cero. Los acahuals son similares a los cafetales abandonados pero no a los cafetales activos. Este índice indica que los cafetales activos no son parecidos a acahual o bosque (Tabla I B).

Anidamiento. El anidamiento de ensambles de especies se determinó para todos los sitios de estudio juntos y para cada categoría de uso del suelo, con el fin de probar si los subconjuntos de especies registrados en cada uno de los sitios podrían ser considerados como una parte del total de la biodiversidad contenida en una determinada categoría de uso del suelo y en la región. Algún grado de anidamiento parece ser la regla en la naturaleza. Cook & Quinn (1995) encontraron anidamiento en la mayoría de los 50 casos que analizaron y Wright *et al.* (1998) evaluaron 279 bases de datos de las cuales el 63% presentaron un anidamiento significativo utilizando la métrica T y su hipótesis nula asociada. Existen pocos ejemplos de no anidamiento y se han explicado por una clara heterogeneidad ambiental, por especiación endémica o por un mal planteamiento de la hipótesis nula que se evalúa (ver Wright *et al.*, 1998).

Al nivel de paisaje encontramos que para todos los sitios (30 islas) y todas las especies y sólo para especies nativas la T del sistema fue significativa (Tabla II) indicando que los sitios representan sistemas anidados y los ensambles de especies que los componen están distribuidos a lo largo del paisaje fragmentado en subconjuntos anidados. El análisis de anidamiento en bosques

mostró una T no significativa indicando que los ensambles de especies de los fragmentos no están anidados (Tabla II). Este resultado sugiere una gran variedad en la composición de especies de árboles de cada fragmento de bosque. En contraste, los ensambles de especies de los acahuals derivados de potreros abandonados mostraron una T significativa debido a que sus ensambles de especies se encuentran anidados ya que son parte de un mismo proceso sucesional (Tabla II). Igualmente, los ensambles de especies nativas de los cafetales mostraron una T significativa debido a que presentan una distribución muy anidada, sin embargo, cuando se incluyen la especies introducidas en el análisis, la T del sistema tiende a ser débilmente significativa ya que la composición de los ensambles de especies arbóreas de los cafetales se vuelve muy diversa al reflejar los diferentes manejos (Tabla II).

Tradicionalmente se ha considerado que el BMM en México es muy diverso debido a que es muy heterogéneo y por eso cambia de composición florística o de dominancia en distancias geográficas muy cortas. Sin embargo, estrictamente no se ha probado esta heterogeneidad. Una manera de probar esa hipótesis de trabajo es utilizando subconjuntos anidados. Cuando se utilizan otros grupos como helechos (Williams-Linera *et al.*, datos no publicados) o incluso taxa alejados como ranas (Pineda & Halffter, 2004), se ha encontrado un patrón semejante: los ensambles de especies de los fragmentos de bosque no están anidados. Estos resultados no son triviales dado que están corroborando la heterogeneidad en composición específica propia de los bosques de niebla y particularmente del BMM en el centro de Veracruz.

El anidamiento de ensambles de especies se ha explicado por diversas causas evolutivas (especiación o adaptación local), históricas (procesos de extinción y colonización) y ambientales (heterogeneidad espacial) (Wright *et al.*, 1998). El observar anidamiento en un paisaje fragmentado o modificado por el uso humano, como el BMM regional, puede explicarse parcialmente por procesos de extinción local debidos a la reducción del área de distribución de las especies (Wright & Reeves, 1992; Atmar & Patterson, 1993) o por la diversificación de hábitats que genera la fragmentación (Honnay *et al.*, 1999; Myklesdal & Sætersdal, 2004).

Tabla II. Análisis de anidamiento de ensambles de especies entre usos del suelo. Los valores son número de especies, número de islas, temperatura del sistema y Prob: probabilidad de que el patrón de anidamiento observado se deba al azar.

Categoría uso suelo	Grupo sp.	Nº sp.	Nº islas	Temp.	Prob.
todas	todas	153	30	20.18	<0.001
	nativas	125	30	22.91	<0.001
bosques	todas	86	10	45.35	0.41
cafetales	todas	84	8	45.04	0.09
	nativas	57	8	28.38	<0.001
activos	todas	54	4	35.78	0.16
	nativas	34	4	26.53	0.07
abandonados	todas	62	4	60.21	0.99
	nativas	45	4	57.93	0.99
acahuals	todas	53	12	29.02	<0.001

En nuestra región, consideramos que los patrones de distribución de las especies pueden estar afectados por la fragmentación a nivel de paisaje. Por lo tanto, creemos que aún se requiere más información de la respuesta de las especies a los componentes del paisaje tales como el área de los fragmentos, el grado de aislamiento y el tipo de uso de suelo adyacente que forma la matriz circundante a los fragmentos de bosque (Nadkarni *et al.*, 1995; Mesquita *et al.*, 1999). Así como considerar que independientemente a que se conserve el área de un bosque, si éste está fragmentado, se incrementa el efecto de borde de cada parche, así como las condiciones no favorables bióticas y abióticas, lo que provoca una reducción del hábitat disponible para las especies nativas. Los umbrales a los que una fragmentación mayor y un efecto de borde adicional pueden llevarnos son aún desconocidos para la distribución y persistencia de especies de plantas y animales.

A partir de los resultados del presente estudio podemos concluir que se requiere un enfoque regional para la conservación de la biodiversidad de especies de árboles del bosque de niebla en el centro de Veracruz. En el paisaje estudiado, dentro de los distintos usos del

suelo, los componentes alfa y beta de la biodiversidad presentan variación espacial por lo tanto están influyendo la diversidad regional. El enfoque que proponemos debe considerar no solamente a los fragmentos de bosque remanente sino también a diversos usos del suelo característicos de la región, principalmente a las fincas cafetaleras y a los acahuales. Aún así, para conservar la diversidad regional será importante completar nuestros estudios considerando los otros tipos de biodiversidad presentes en agrosistemas tradicionales como huertos y en parques, que están integrados a la parte de la diversidad socio cultural que también enriquece a esta región.

Agradecimiento

El presente estudio forma parte de una investigación más amplia llevado a cabo por el proyecto *Biodiversity, Conservation, Restoration and Sustainable Use in Fragmented Forest Landscapes* (BIOCORES) en el programa INCO de la CE, con número de contrato ICA4-CT-2001-10095.

Bibliografía

- Aldrich, M., P. Bubb, S. Hostettler & H. Van De Wiel. 2000. *Bosques nublados tropicales montanos. Tiempo para la acción*. WWF International/IUCN The World Conservation Union. Cambridge.
- Anderson, R. S. & J. S. Ashe. 2000. Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae). *Biodiversity and Conservation*, **9**: 617-653.
- Arellano, L. & G. Halffter. 2003. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta Zoológica Mexicana*, **90**: 27-76.
- Atmar, W. & B. D. Patterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, **96**: 373-382.
- Bubb, P., I. May & L. Miles [Aceptado]. Global maps of cloud forests and assessing threats. En: J. Juvik y L. A. Bruijnzeel (eds). *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*. Honolulu: University of Hawaii Press.
- Colwell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, (Series B), **345**: 101-118.
- Colwell, R. 2004. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 7*. Disponible on line en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Cook, R. R. & J. F. Quinn. 1995. The influence of colonization in nested species subsets. *Oecologia*, **102**: 413-424.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, UNAM, Agrupación Sierra Madre, S. C., México.
- Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow & M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forest of northeastern Costa Rica. En: F. Dallmeier & J. A. Comiskey (eds.) *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modelling*, pp. 285-309. The Parthenon Publishing Group, Francia.
- Churchill S. T., H. Balslev, E. Forero & J. L. Luteyn. 1995. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. Proceedings of the Neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium*. The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. New York Botanical Garden, Nueva York.
- Dirzo, R. & M. C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology*, **6**: 84-89.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada & D. M. Merritt Jr. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, **16**: 309-318.
- Flores-Villela, O. & P. Gerez. 1988. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. CONABIO y UNAM, México.
- Gentry, A. H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. En: Churchill S. T., H. Balslev, E. Forero & J. L. Luteyn. 1995. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. Proceedings of the Neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium*, pp. 103-126. The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. New York Botanical Garden, Nueva York.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**: 379-391.
- Honnay, O., M. Hermy & P. Coppin. 1999. Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation on nested habitats? *Oikos*, **84**: 119-129.
- Howard, P. C., P. Viskanic, T. R. B. Davenport, F. W. Kigenyi, M. Baltzer, C. J. Dickinson, J. S. Lwanga, R. A. Matthews & A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, **394**: 472-475.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Mesquita R. C. G., P. Delamonica & W. F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, **91**: 129-134.
- Myklestad, A. & M. Sætersdal. 2004. The importance of traditional meadow management techniques for conservation of vascular plant species richness in Norway. *Biological Conservation*, **118**: 133-139.
- Nadkarni N. M., T. J. Matelson & W. A. Haber. 1995. Structural characteristics and floristic composition of a Neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, **11**: 481-495.
- Nadkarni, N. & N. T. Wheelwright (eds.). 2000. *Monteverde: Ecology and Conservation of a Tropical Cloud Forest*. Oxford University Press.
- Pineda, E. & G. Halffter. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, **117**: 499-508.
- Pineda E, C. E. Moreno, F. Escobar & G. Halffter. 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, **19**: 400-410.
- Rüger, N., G. Williams-Linera & A. Huth [Aceptado]. Modeling the dynamics of fragmented tropical montane cloud forest in Central Veracruz, Mexico. En: J. Juvik and L.A. Bruijnzeel (eds). *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*. Honolulu: University of Hawaii Press.
- Rzedowski, J. 1993. Diversity and origins of the phanerogamic flora of Mexico. En: T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa (eds.) *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*, pp 129-144 Oxford University Press, Nueva York.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, **35**: 25-44.
- Sosa, V. & A. Gómez-Pompa (comp.). 1994. *Flora de Veracruz. Lista Florística*. Instituto de Ecología, A. C. & University of California. México.

- Williams-Linera, G. 1992. Ecología del paisaje y el bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo*, **105**: 132-138.
- Williams-Linera, G. 1997. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in a Mexican tropical lower montane forest. *Global Ecology and Biogeography*, **6**: 115-127.
- Williams-Linera, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 1825-1843.
- Williams-Linera, G., I. Pérez-García & J. Tolome. 1996. El bosque mesófilo de montaña y un gradiente altitudinal en el centro de Veracruz, México. *La Palabra y el Hombre*, **23**: 149-161.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson & E. Isunza Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste del Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, **8**: 69-85.
- Williams-Linera, G., M. Palacios-Ríos & R. Hernández-Gómez. 2005. Fern richness, tree species surrogacy, and fragment complementarity in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 119-133.
- Wright, D. H. & J. H. Reeves. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, **92**: 416-428.
- Wright, D. H., B. D. Patterson, G. M. Mikkelsen, A. Cutler & W. Atmar. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, **113**: 1-20.

Anexo A. Características de los sitios de estudio en la región de bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Las categorías de uso de suelo son fragmentos de bosque, cafetal de sombra abandonado y activo, y acahuales maduros, intermedios y jóvenes. Los datos que se presentan son localidad, municipio, altitud, coordenadas geográficas, precipitación anual (Pp), temperatura media (T) y pendiente.

Localidad	Municipio	Altitud (m)	Coordenadas		Pp mm	Temp. °C	pendiente °
			Lat N	Long W			
Bosque							
1 Parque	Xalapa	1250	19°30'	96°56'	1517	18	36-39
2 Sta. Maria	Tlalnehuayocan	1350	19°31'	96°58'	1451	16	3-35
3 Xolostla	Tlalnehuayocan	1450	19°32'	96°58'	1650	16	12-33
4 Martinica	Banderilla	1450	19°35'	96°58'	1451	16	26-31
5 Rcho Tixtla	Coatepec	1483	19°31'	96°04'	1337	17	5-30
6 Rcho Viejo	Tlalnehuayocan	1500	19°30'	97°00'	1650	14	31-35
7 La Mesa	Banderilla	1470	19°35'	96°56'	1451	16	14-33
8 Volcan	Acatlan	1840	19°40'	96°51'	1806	14	31-35
9 Mesa Yerba	Acajete	1875	19°33'	97°01'	1350	12	37-47
10 Planta Pie	Chiconquiaco	2050	19°45'	96°47'	2031	13	7-39
Cafetal abandonado							
1 Tejar	Xalapa	1230	19°31'	96°54'	1517	18	5-10
2 Conecalli	Xalapa	1260	19°31'	96°57'	1517	18	15-35
3 Pitaya	Coatepec	1255	19°30'	96°58'	1337	17	5-10
4 Rcho Tixtla	Coatepec	1320	19°30'	96°58'	1337	17	5-30
Cafetal activo							
1 Nestle	Coatepec	1225	19°28'	96°56'	1337	17	0-5
2 La Onza	Coatepec	1250	19°26'	96°58'	1337	17	0-20
3 Rcho Tixtla	Coatepec	1340	19°30'	96°58'	1337	17	10-30
4 Silvia	Coatepec	1260	19°30'	96°57'	1337	17	10-24
Acahuales							
Maduro							
1 23 años	Tlalnehuayocan	1355	19°31'	96°59'	1650	15	12-27
2 35 años	Tlalnehuayocan	1320	19°32'	96°58'	1650	15	3-22
3 80 años	Banderilla	1600	19°35'	96°55'	1451	16	10-24
Intermedio							
1 12 años	Tlalnehuayocan	1305	19°32'	96°58'	1650	15	9-25
2 14 años	Tlalnehuayocan	1300	19°32'	96°57'	1650	15	2-33
3 15 años	Tlalnehuayocan	1310	19°32'	96°57'	1650	15	10-36
4 17 años	Tlalnehuayocan	1300	19°32'	96°02'	1650	15	10-36
Jóven							
1 0.25 años	Banderilla	1537	19°35'	96°57'	1451	16	
2 5 años	Tlalnehuayocan	1550	19°31'	96°59'	1650	15	21-30
3 5.5 años	Coatepec	1360	19°31'	96°58'	1337	17	13-32
4 8 años	Coatepec	1595	19°29'	97°00'	1337	17	6-35
5 9 años	Tlalnehuayocan	1350	19°32'	96°01'	1650	15	3-35

Anexo B. Diversidad alfa de especies de árboles en los sitios de estudio en la región de bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. Para cada sitio de estudio, los valores son riqueza de especies nativas al bosque, clasificadas en primarias y secundarias, número de especies no-nativas y no-identificadas y riqueza total de especies por sitio. Para cada categoría de uso del suelo se indica la riqueza de especies, el número de individuos y el área muestreada.

	Número de especies				Riqueza por sitio
	Nativas		No nativas	No ID	
	Prim	Sec			
Bosque					
1	14	0	0	1	15
2	11	8	2	1	22
3	12	2	0	1	15
4	18	5	0	0	23
5	12	6	0	0	18
6	17	2	0	0	19
7	17	2	0	0	19
8	3	0	0	0	3
9	15	5	0	0	20
10	29	3	0	0	22
Spp. total	58	23	2	3	86

No° individuos = 1029 árboles
Área muestreada = 10,000 ha.

Cafetal abandonado					
1	5	13	7	1	26
2	9	11	6	0	26
3	8	14	8	1	31
4	7	13	11	1	32
Spp. total.	20	29	12	1	62

No° individuos = 437
Área muestreada = 4,000 ha

activo					
1	3	4	3	0	10
2	5	7	10	0	22
3	5	9	9	0	23
4	10	14	10	0	34
Spp. total	13	17	25	0	55

No° individuos = 441
Área muestreada = 16,000 ha

Acahuales Maduro					
	7	2	0	0	9
	8	7	2	0	17
	1	2	0	0	15
Spp. total	19	10	2	0	31

No° individuos = 392
Área muestreada = 2,400 ha

Intermedio					
	5	5	1	0	11
	4	9	1	0	14
	10	8	1	0	19
	10	10	1	0	21
Spp. total	15	15	3	0	33

No° individuos = 418
Área muestreada = 3,200 ha

Joven					
	1	0	0	0	1
	3	7	1	0	11
	7	7	1	0	15
	4	3	0	0	7
	7	7	1	0	15
Spp. total	14	12	2	0	28

No° individuos = 324
Área muestreada = 4,000 ha

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

