Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán

Guadalupe Hernández Vargas[1]
Lázaro R. Sánchez Velásquez[1]
Tomás F. Carmona Valdovinos[2]
Ma. del Rosario Pineda López[1]
Ramón Cuevas Guzmán[1]

RESUMEN

La Estación Científica Las Joyas (ECLJ) de la Sierra de Manantlán ha tenido un fuerte historial de perturbaciones. En 1988 se instaló un cerco perimetral que delimitó la estación, quedando esta área exenta de perturbaciones antrópicas. El cercado dividió diferentes rodales de bosque mesófilo de montaña, de pino y de pino-encino, quedando estos rodales con áreas de bosque con-ganado y otras sin-ganado. El estudio se realizó en estos bosques, usando dos réplicas y colocando aleatoriamente 180 cuadros de 2x2 m, 90 cuadros fuera de la ECLJ y el resto adentro. En estos cuadros se registró la regeneración arbórea (especie, densidad y altura). Se registraron 38 especies pertenecientes a 33 familias y 35 géneros. El número de árboles jóvenes fue significativamente diferente entre los sitios sin-ganado *vs* con-ganado (en todos los casos χ^2 >7.5 y p <0.001) y la composición florística también fue diferente. *Inga hintonii* y *Alnus jorullensis*, son especies que no se encontraron en lugares con-ganado, esto sugiere que son especies potenciales a extinguirse en presencia del ganado. Las especies, *Xylosma flexuosum* y *Pinus douglasiana*, presentaron valores significativos de importancia en los sitios con-ganado en el bosque mesófilo de montaña y pino-encino, respectivamente. En el bosque de pino, tanto en sitios con y sin-ganado, las especies con mayor valor de importancia fueron; *Pinus douglasiana* y *Prunus serotina*. Se concluye que el ganado bovino está ejerciendo un cambio en la composición florística y en la disminución del número de árboles jóvenes por hectárea en los tres tipos de vegetación estudiados.

PALABRAS CLAVE:
Bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, bosque de pino-encino, exclusión de ganado, ganadería extensiva, regeneración arbórea, Sierra de Manantlán.

ABSTRACT

The Las Joyas Field Station (LJFS) in the Sierra de Manantlán is characterized by a long history of anthropogenic disturbance. In 1988 a fence was

1 Laboratorio de Ecología Aplicada. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad. Universidad de Guadalajara. Independencia Nacional 151, Autlán, Jal. Apdo. Postal 64. 48900, México.
2 Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Jalapa, Ver. 91000 México.
Manuscrito recibido el 24 de septiembre de 1999. Aceptado el 2 de abril del 2000.

established that delimited Las Joyas, excluding any anthropogenic disturbance. The fence divides different areas of cloud, pine and oak forests; consequently some forest areas have been under the pressure of cattle grazing and others not. The study was carried out in these forest with two replicates, where 180 plots of 2 x 2 m were randomly: 90 plots where established outside of the LJFS and the rest inside. In these plots, tree regeneration was recorded (specie, density and tree height), and 38 species from 33 families and 35 genus were recorded. The number of juvenile trees was significantly different in the cattle excluded sites and the cattle grazing sites (in all the cases, χ^2 >7.5 y p <0.001). Floristic composition was also different. *Inga hintonii* and *Alnus jorullensis* are species that were not found in those sites with cattle grazing, suggesting that such species might be extinct with cattle grazing activities. *Xylosma flexuosum* and *Pinus douglasiana* showed significant importance values in the cattle excluded sites on cloud forest and pine-oak forest, respectively. In pine forest, *Pinus douglasiana* and *Prunus serotina* showed the highest importance values in both cattle excluded sites and cattle sites. It is concluded that cattle grazing is influencing a change on the species composition and is also declining the number of juvenile trees per hectare in the three types of vegetation studied.

KEY WORDS:
Cloud forest, pine forest, oak-pine forest, cattle exclusion, extensive cattle-raising, tree regeneration, Sierra de Manantlán.

INTRODUCCIÓN

En algunas áreas forestales protegidas del mundo, la actividad ganadera se le puede responsabilizar parcialmente de la deforestación, erosión y extinción de especies (Dewalt, 1983, Bushbacher, 1986, Fleischner, 1994), así como el retraso o inhibición del proceso de reemplazo sucesional de los pinos por latifoliadas (Sánchez, 1988, Saldaña y Jardel, 1991, Sánchez y García, 1993). En algunas áreas del mundo se han podido demostrar cambios en la estructura y composición provocados por el pastoreo, haciendo que el número de ciertas especies vegetales sea significativamente menor que en sitios sin pastoreo (Pettit *et al*., 1995). Estos cambios ocurren debido a que algunas plantas nativas y algunas otras plantas introducidas son favorecidas por el pastoreo, de esta manera el número y/o la cobertura incrementa, mientras que en otras especies se ven reducidos (Williams, 1969, Hacker, 1984, Belsky, 1992, Milchunas y Lauenroth, 1993).

La ganadería extensiva de bovinos es un sistema de producción muy utilizado en México, este sistema consiste en un bajo manejo, sin una intensificación de la producción e incluye el libre forrajeo del ganado dentro de los bosques subtropicales de montaña. El crecimiento de esta actividad se debe a que requiere de pocos insumos para su manutención y es una alternativa productiva viable para campesinos-ganaderos en donde la agricultura ya no es redituable (Lazos, 1996). En México la información sobre el efecto del ganado en sus bosques es escasa, fragmentada y heterogénea.

En la región Sur del estado de Jalisco, México, donde se ubica la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM) existen aproximadamente 170,800 cabezas de ganado bovino (UNAM, 1996). En algunas áreas, la tasa de crecimiento anual del ganado es de aproximadamente 2.6%. La manutención del ganado se hace a través de la producción de forraje en pastizales, esquilmos de maíz y principalmente el uso de los bosques. Estos últimos son utilizados por el ganado principalmente en la temporada de lluvias (junio-octubre); sin embargo no existen estudios que demuestren el efecto del ganado sobre la

regeneración natural de especies arbóreas en los bosques subtropicales de montaña de la RBSM. La hipótesis de trabajo es que la ganadería extensiva ocasiona presiones de selección diferencial sobre la regeneración de especies arbóreas.

OBJETIVO

Evaluar el efecto de la ganadería extensiva sobre la estructura de plántulas de especies arbóreas de los bosques subtropicales de montaña, ubicados dentro de la zona núcleo Manantlán - Las Joyas de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán.

MÉTODOS

Descripción del área de estudio.

La Estación Científica Las Joyas se encuentra localizada en la parte noroeste de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán dentro del la zona núcleo Manantlán - Las Joyas (19º 34' y 19º 39' N y 104º 14' y 104º 18' W) (Fig. 1). Las Joyas ocupa 1245 ha y presenta una topografía irregular con pendientes que van de 15 a 45 por ciento, son muy escasos los lugares planos y semiplanos, su altitud oscila entre 1560 y 2240 m (Ramírez 1988). El clima en las partes arriba de los 1900 m de altitud es templado subhúmedo (Ca), y en las partes más bajas es semicálido subhúmedo A(Ca) (Köppen modificado por García, 1987). Por el efecto de la sombra orográfica, la vertiente sur y oeste (orientada hacia el mar) es más húmeda y la vertiente norte es más seca. Debido a que la Estación Científica Las Joyas se encuentra en la zona de confluencia de la Sierra Madre del Sur, el Eje Neovolcánico Transversal y la Sierra Madre Occidental, presenta una rica diversidad de especies de plantas y animales de diferentes orígenes biogeográficos (Jardel *et al.*, 1992).

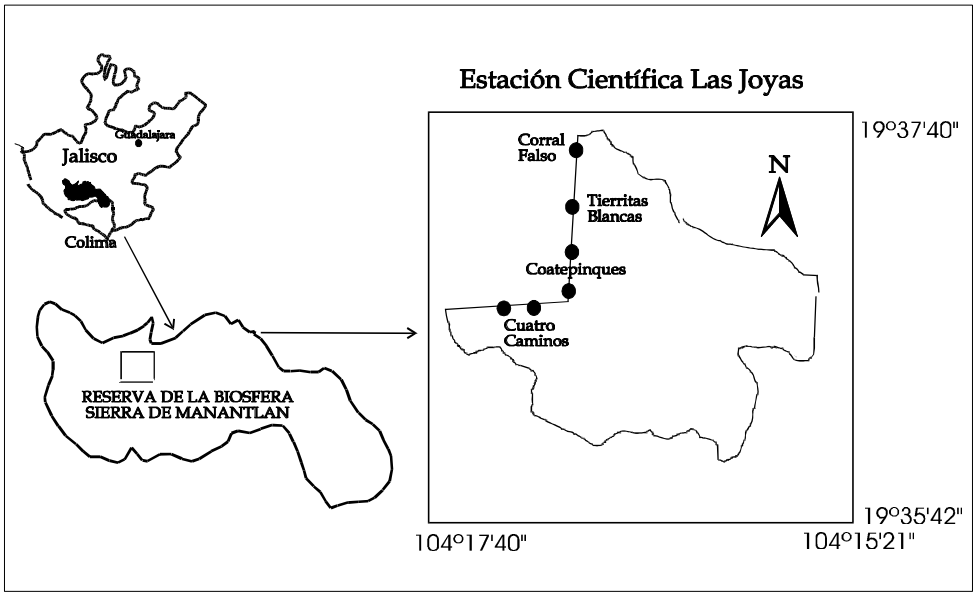


Figura 1. Ubicación de la Estación Científica las Joyas y los sitios de estudio.

El área de estudio tiene una larga historia de ocupación humana esporádica desde la época prehispánica. La presencia del ganado data desde mediados del siglo XVI con el establecimiento de la hacienda de Ahuacapán (Jardel, 1991). También existió una explotación forestal tipo minero (sin ningún método de cultivo), así como desmontes para cultivos agrícolas y ganadería extensiva. En 1985 se estableció formalmente la Estación Científica Las Joyas, pero no fue hasta 1988 cuando se colocó un cerco de púas que eliminó definitivamente al ganado dentro del área. La actividad ganadera sigue siendo importante en comunidades rurales adyacentes a la Estación Científica Las Joyas. El ganado forrajea libremente, por lo tanto se contó con sitios excluidos del ganado que pertenecen a la Estación Científica Las Joyas y sitios sin excluir que son las áreas adyacentes a la misma.

Los bosques de la Estación Científica Las Joyas han sido clasificados como bosques subtropicales de montaña, este término es utilizado para hacer referencia a formaciones vegetales dominadas por elementos arbóreos en paisajes montañosos y ubicados latitudinalmente en los extremos de la región intertropical (para este caso entre los 19º y 20º de latitud norte) (Jardel, 1993). En esta zona se han reconocido 5 tipos de vegetación: bosques de pino, pino-encino, mesófilo de montaña, galería, y vegetación secundaria (éste se establece en los lugares donde han sido desmontados bosques con fines agrícolas y pecuarios, pero que posteriormente se abandonaron) (Sánchez y García, 1993, Cuevas, 1994, Sánchez *et al.*, 1996). Los bosques de pinos están dominados principalmente por *Pinus douglasiana* Martínez y en menor grado por *P. oocarpa* Schiede ex Schlecht. y *P. herrerae* Martínez. Los bosques de pino-encino están dominados por *Pinus douglasiana*, (en algunos casos por *P. oocarpa* y *P. herrerae*) y especies de *Quercus* tales como *Q. candicans* Née, *Q. xalapensis* Humb. & Bonpl. y *Q. glauscescens* Humb. & Bonpl., entre otros. El bosque mesófilo de montaña está dominado por viejos individuos de *Pinus douglasiana*, *Quercus elliptica* Née, *Zinowiewia concinna* Lundell, *Magnolia iltisiana* Vázquez, *Cinnamomum pachypodum* (Nees) Kosterm. y *Carpinus tropicalis* Furlow, entre otros (Sánchez *et al.*, 1996).

Diseño.

Este trabajo se realizó durante la primavera de 1997, en bosques que quedaron divididos por un cerco de alambre de púas establecido en 1988. Este cerco se estableció con el fin de delimitar a la Estación Científica Las Joyas y principalmente excluir el ganado bovino de esta área protegida; desde entonces se ha cumplido con ese objetivo. Al colocar el cercado de alambre de púas, éste dividió algunos rodales de los diferentes tipos de vegetación, de tal manera que quedaron con una parte excluida del ganado y otra con presencia de ganado de libre forrajeo. Este estudio se realizó en tres diferentes tipos de vegetación; bosque mesófilo de montaña, bosque de pino y bosque de pino-encino. Se eligieron dos réplicas por cada tipo de vegetación, obteniendo de esta manera seis sitios divididos por el mismo cercado de la Estación Científica Las Joyas (Fig. 1). En cada réplica, se colocaron aleatoriamente 15 cuadros de 2x2 m, haciendo un total de 180 cuadros, 90 de estos en los sitios sin-ganado y el resto en los sitios con-ganado. La elección de estos sitios se realizó debido a que en ambos sitios (con y sin ganado) no han ocurrido eventos de perturbación reciente como el fuego o la tala de madera, es decir, tienen el mismo historial, con excepción de la presencia del ganado. En cada cuadro se registraron todos los árboles jóvenes (individuos ≤130 cm de altura), anotando la especie, número de individuos, altura y cobertura. Esta información se usó como variable de respuesta de cada uno de los tratamientos (tipo de vegetación y sitios con y sin-ganado).

Análisis de datos.

Utilizando un modelo log-lineal con contrastes a través del proceso CATMOD de SAS (Ver. 6.04, 1988), se comparó el número de especies dentro de los factores de exclusión (con dos niveles, sitios con y sin-ganado) y el tipo de vegetación (con tres niveles; bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino). Este modelo se puede representar con tablas de contingencia en donde las celdillas son las frecuencias, se usa el análisis de máxima probabilidad (AMP) e incluye efectos principales e interacción entre factores. Una vez que el AMP resulta significativo se pueden interpretar los contrastes entre niveles usando pruebas de χ^2 (Everit, 1977). Las frecuencias se obtuvieron por cada nivel de tipo de vegetación y exclusión (con y sin-ganado).

Utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener se comparó la diversidad entre los diferente factores (exclusión y tipo de vegetación). Este índice se representa como:

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Donde:

- H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener
- p_i = proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i.

Para determinar las diferencias significativas entre los índices de diversidad se utilizó la prueba de *t-student* sugerido por Zar (1984).

La diversidad máxima se obtuvo de la siguiente forma:

$$H_{máx.} = -S\,(1/S \log_2 1/S) = \log_2 S,$$

Donde:

- $H_{máx}$= diversidad de especies bajo condiciones de igualdad máxima y
- S = número de especies en la comunidad

A continuación se define la equidad como la proporción siguiente:

$$E = H / H_{máx.}$$

Donde:

- E = equidad (toma valores entre 0 y 1)
- H = diversidad de especies observada y $H_{máx.}$ es la diversidad de especies máxima, i. e., $\log_2 S$. Se realizó una prueba de t-*student* para encontrar diferencias significativas de la equidad, transformando estas proporciones a valores arcoseno (Zar, 1984).

El índice de valor de importancia se calculó por sitio para cada tipo de vegetación, sumando los valores relativos de tres atributos: densidad, frecuencia y dominancia. Primero se obtuvieron los valores absolutos: la densidad absoluta, dada por el número de individuos por hectárea; la frecuencia absoluta, representada por el número de cuadrantes en los que aparece una especie; y la dominancia absoluta representada por la cobertura en metros cuadrados. El índice de valor de importancia de cada una de las especies se define como la suma de los valores relativos de la densidad, frecuencia y dominancia, cuyo valor máximo es igual a 300 (Sarukhán, 1968).

Se comparó el número de árboles jóvenes por tipo de vegetación (tres niveles: bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino), sitios (dos niveles: sin y con-ganado) y diferentes categorías de tamaño (por un lado individuos >0-130 cm de altura - incluye todos los individuos- y por el otro tomando en cuenta dos categorías de tamaño - >0-32 y >32- # 130 cm de altura) a través de contrastes con un modelo log-lineal usando el proceso CATMOD de SAS (Ver. 6.04, 1988).

El patrón espacial fue calculado para las tres especies de mayor valor de importancia para cada una de las réplicas

de los tres tipos de vegetación. Para calcular el patrón espacial se utilizó el índice de Morisita (1959). Este índice está basado en la adecuación de la distribución de individuos a un proceso al azar como el propuesto por Simpson (1949) para cuantificar la diversidad. Este índice se describe como;

$$I_\delta = \frac{\sum_{i=1}^{n} n_i(n_i - 1)}{N(N-1)} xq,$$

Donde:

I_δ = índice de Morisita
n_i = número de individuos en el i-ésimo cuadro
N = número total de individuos y
q = número total de cuadros.

La decisión para inferir el patrón espacial se basa en: $I_\delta = 1$ el patrón espacial de la población es aleatorio, $I_\delta > 1$ el patrón espacial es agregado y sí $I_\delta < 1$, el patrón espacial es regular. Para identificar diferencias significativas se utilizó la prueba de F.

RESULTADOS

Composición de especies

Distribución de las especies. Dentro de los seis sitios se registraron un total de 38 especies de árboles jóvenes que pertenecen a 33 familias y 35 géneros. La composición de árboles jóvenes del bosque mesófilo de montaña no fue similar entre los sitios con y sin-ganado, ya que sólo trece especies (57%) están presentes en ambos sitios de las 23 encontradas para este tipo de vegetación (Tabla 1). Del total de especies encontradas para el bosque mesófilo de montaña, cinco (22%) sólo están representadas en el sitio con-ganado y cinco más (22%) únicamente en el sitio sin-ganado. En el sitio sin-ganado las especies que presentaron un mayor número de árboles jóvenes fueron *Inga hintonii* Sandw., *Parathesis villosa* Lundell, *Quercus salicifolia* Née, *Q. scytophylla* Liebm. y *Symplococarpon purpusii* Brandegee, mientras que en el sitio con-ganado fue *Parathesis villosa* (Tabla 1). La composición de especies del bosque de pino-encino también fue diferente entre los sitios con y sin-ganado, sólo 10 especies (37%) de las 27 encontradas para este tipo de vegetación se registraron en ambos sitios. Nueve especies (33%) estuvieron presentes únicamente en el sitio con-ganado y ocho (30%) en el sitio sin-ganado. El bosque de pino-encino, presenta un menor número de plántulas que el bosque mesófilo de montaña. Las especies con mayor número de árboles jóvenes en el sitio con-ganado fueron *Carpinus tropicalis*, *Cornus disciflora* Sessé & Moc. ex Dc y, *Myrsine jurgensenii* (Mez) Lundell, en el sitio sin-ganado (Tabla 1). En el bosque de pino hubo también diferencias en la composición de especies entre los sitios sin y con-ganado, ya que sólo el 60% (6 especies de un total de 10) de éstas se registraron en ambos sitios. El número de especies en este tipo de vegetación es notablemente menor que en los otros dos tipos de vegetación. Dos especies (20%) estuvieron presentes sólo en el sitio con-ganado y dos (20%) únicamente en el sitio sin-ganado (Tabla 1). Las especies con mayor número de árboles jóvenes en ambos sitios (con-ganado y sin-ganado) fueron *Pinus douglasiana* y *Prunus serotina* Ehrn. (Tabla 1).

Número de especies. Se encontraron diferencias significativas en el número de especies entre los tres tipos de vegetación ($\chi^2 = 8.94$, gl = 2, $p < 0.05$), sin embargo, entre sitios con y sin-ganado, no hubo diferencia significativa ($\chi^2 = 0.01$, gl = 1, $p > 0.05$). El número de especies entre el bosque mesófilo de montaña *vs* bosque de pino y el bosque de pino *vs* bosque de pino-encino fueron significativamente diferentes ($\chi^2 = 7.29$, gl = 1, $p < 0.05$ y $\chi^2 = 7.85$, gl = 1, $p < 0.05$, respectivamente),

Tabla 1. Número de árboles jóvenes por especies en el bosque mesófilo de montaña (BMM), bosque de pino-encino (BPE) y, bosque de pino (BP) dentro de los sitios con-ganado (SG) y sin-ganado (CG).

ESPECIE	BMM		BPE		BP	
	SG	CG	SG	CG	SG	CG
Cornus disciflora Sessé & Moc. ex Dc	0	12	25	32	2	1
Dendropanax arboreus (L.) Decne & Planch.	10	50	3	0	1	2
Persea hintonii Allen	1	10	1	2	1	0
Prunus serotina Ehrn.	12	11	4	0	16	21
Quercus scytophylla Liebm.	2	158	11	6	5	12
Xylosma flexuosum (H. B. K.)	37	4	4	1	1	1
Fuchsia sp.	1	0	0	1	0	0
Magnolia iltisiana Vázquez	1	0	0	1	0	0
Prunus cortapico Kerber ex Koehe	1	0	1	0	0	0
Carpinus tropicalis Furlow	2	10	17	7	0	0
Parathesis villosa Lundell	87	198	4	0	0	0
Myrsine jurgensenii (Mez) Lundell	1	24	18	6	0	0
Symplocococarpon purpusii Brandegee	10	290	0	6	0	0
Fraxinus udhei (Wenzig) Lingelsh.	0	0	2	0	0	1
Arbutus xalapensis H. B. K.	0	0	4	2	0	5
Myrica cerifera L.	0	0	3	4	0	0
Pinus douglasiana Martínez	0	0	9	4	24	126
Meliosma dentata (Liebm.) Urban	1	0	0	0	0	0
Symplocos citrea Lex.	1	0	0	0	0	0
Cinnamomun pachypodum (Nees) Kosterm.	0	1	0	0	0	0
Hasseltiopsis dioica (Benth.)	0	1	0	0	0	0
Inga hintonii Sandw.	0	239	0	0	0	0
Styrax ramirezii Grenm.s.l.	0	4	0	0	0	0
Clethra vicentina Standl.	6	1	0	0	0	0
Quercus salicifolia Neé	19	144	0	0	0	0
Tilia mexicana Schlecht.	1	5	0	0	0	0
Trophis sp.	3	3	0	0	0	0
Citharexyllum mocinii D. Don	0	0	2	0	0	0
Clusia salvinii J.D. Smith	0	0	3	0	0	0
Ternstroemia sp.	0	0	2	0	0	0
Zinowiewia concinna Lundell	0	0	6	0	0	0
Alnus jorullensis H. B. K.	0	0	0	4	0	0
Cestrum sp.	0	0	0	4	0	0
Nectandra lundelii C. K. Allen	0	0	0	1	0	0
Sebastiana hintonii Lundell	0	0	0	3	0	0
Trichilia havanensis Jacq.	0	0	0	1	0	0
Rhus sp.	0	0	3	1	0	0
Quercus castanea Neé	0	0	0	0	3	0

mientras que entre el bosque mesófilo de montaña *vs* bosque de pino-encino no hubo diferencia significativa (χ^2 = 0.01, gl = 1, p >0.05). No se encontró una interacción entre los tres tipos de vegetación y los sitios con *vs* sin-ganado, sobre el número de especies de árboles jóvenes (χ^2 = 0.2, gl = 2, p >0.9), es decir, el efecto del ganado sobre el número de especies es independiente del tipo de vegetación.

El número de especies de árboles jóvenes registrados entre los sitios con-ganado *vs* sin-ganado no fue significativamente diferente dentro de cada uno de los tres tipos de vegetación: bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino (χ^2 = 0.00, gl = 1, p = 1; χ^2 = 0.03, gl = 1, p>0.8; χ^2 = 0.00, gl = 1, p = 1, respectivamente).

La diversidad entre el bosque mesófilo de montaña sin-ganado (H' = 3.047) *vs* bosque mesófilo de montaña con-ganado (H' = 3.187) y entre el bosque de pino-encino sin-ganado (H' = 3.854) *vs* bosque de pino-encino con-ganado (H' = 3.751) no fue significativamente diferente (t = 1.082, gl = 256, p >0.05; t = 0.557, gl = 162, p >0.05, respectivamente). Mientras que entre el bosque de pino sin-ganado (H' = 0.721) *vs* bosque de pino con-ganado (H' = 0.439), la diversidad, si fue significativamente diferente (t = 3.58, gl = 97, p <0.05).

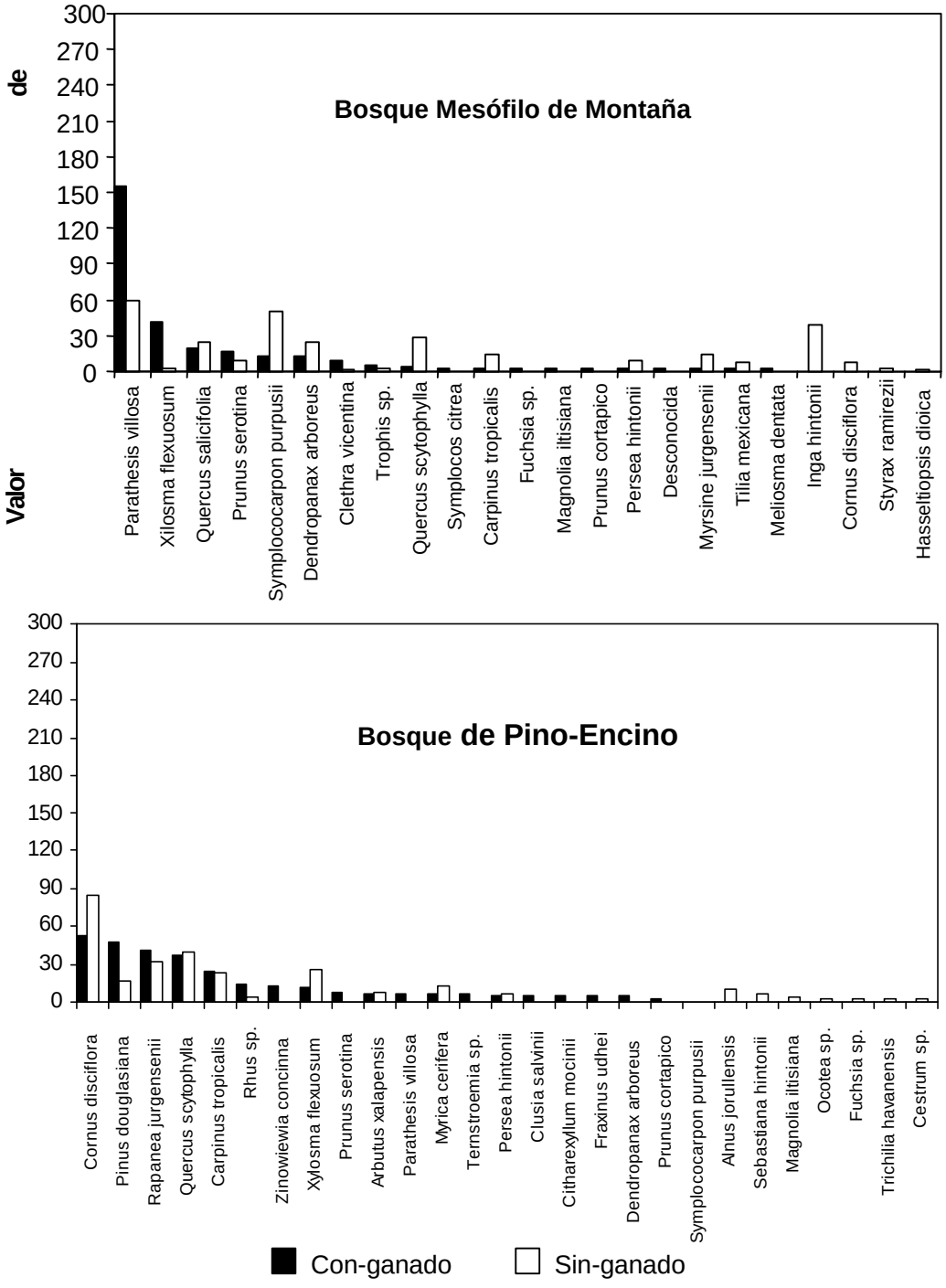
Estructura de la vegetación

Índice de valor de importancia. En el bosque mesófilo de montaña con-ganado *Parathesis villosa* y *Xylosma flexuosum* (H. B. K.) fueron las especies más importantes (Fig. 2), se observó la presencia de muchas especies representadas con un único árbol joven. En el sitio sin-ganado, las especies con valor de importancia más alto fueron *Parathesis villosa* y *Symplococarpon purpusii*; se observó, además, que las especies en este sitio están representadas con un mayor número de árboles jóvenes en comparación con la densidad que presentan las especies en el sitio con-ganado. En bosque de pino-encino *Cornus disciflora* y *Pinus douglasiana* fueron las más importantes en el sitio con-ganado, mientras que en el sitio sin-ganado lo fueron *Cornus disciflora* y *Quercus scytophylla* (Fig. 2). En el bosque de pino las dos especies más importantes fueron en ambos sitios (sin y con-ganado) *Pinus douglasiana* y *Prunus serotina* (Fig. 2).

Estructura de alturas. El bosque mesófilo de montaña fue el tipo de vegetación con los valores más altos concentrados en la primera clase (0-32 cm), sobre todo en el sitio sin-ganado. De manera general en los restantes dos tipos de vegetación (bosque de pino-encino y bosque de pino), los sitios excluidos tienen una mayor densidad que los sitios sin excluir (Tabla 2), habiendo una disminución progresiva de la densidad hacia las clases de altura mayores.

Número de árboles jóvenes. En el número de árboles jóvenes agrupados por tipo de vegetación, se encontró, por un lado, que el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino fueron mayores significativamente en los sitios sin-ganado que en los sitios con-ganado (χ^2 = 530.05, gl = 1, p <0.001; χ^2 = 54.88, gl = 1, p <0.001, respectivamente). Por otro lado, en el bosque de pino-encino la densidad fue mayor en el sitio con-ganado (χ^2 = 8.01, gl = 1, p <0.001). La interacción entre el tipo de vegetación y la exclusión (con y sin-ganado) fue significativa (χ^2 = 180.65, gl = 2, p <0.001). Esto indica que la densidad depende tanto del tipo de vegetación como del factor sin-ganado y con-ganado (Tabla 2).

Al ser analizado el número de árboles jóvenes en dos grupos de tamaños de altura (≤32 cm e individuos >32-130 cm), se encontró que en el primer grupo hubo diferencias significativas entre


Valor de importancia
Bosque Mesófilo de Montaña
300
270
240
210
180
150
120
90
60
30
0
Parathesis villosa
Xilosma flexuosum
Quercus salicifolia
Prunus serotina
Symplococarpon purpusii
Dendropanax arboreus
Clethra vicentina
Trophis sp.
Quercus scytophylla
Symplocos citrea
Carpinus tropicalis
Fuchsia sp.
Magnolia iltisiana
Prunus cortapico
Persea hintonii
Desconocida
Myrsine jurgensenii
Tilia mexicana
Meliosma dentata
Inga hintonii
Cornus disciflora
Styrax ramirezii
Hasseltiopsis dioica
Bosque de Pino-Encino
300
270
240
210
180
150
120
90
60
30
0
Cornus disciflora
Pinus douglasiana
Rapanea jurgensenii
Quercus scytophylla
Carpinus tropicalis
Rhus sp.
Zinowiewia concinna
Xylosma flexuosum
Prunus serotina
Arbutus xalapensis
Parathesis villosa
Myrica cerifera
Ternstroemia sp.
Persea hintonii
Clusia salvinii
Citharexyllum mocinii
Fraxinus udhei
Dendropanax arboreus
Prunus cortapico
Symplococarpon purpusii
Alnus jorullensis
Sebastiana hintonii
Magnolia iltisiana
Ocotea sp.
Fuchsia sp.
Trichilia havanensis
Cestrum sp.
Con-ganado
Sin-ganado

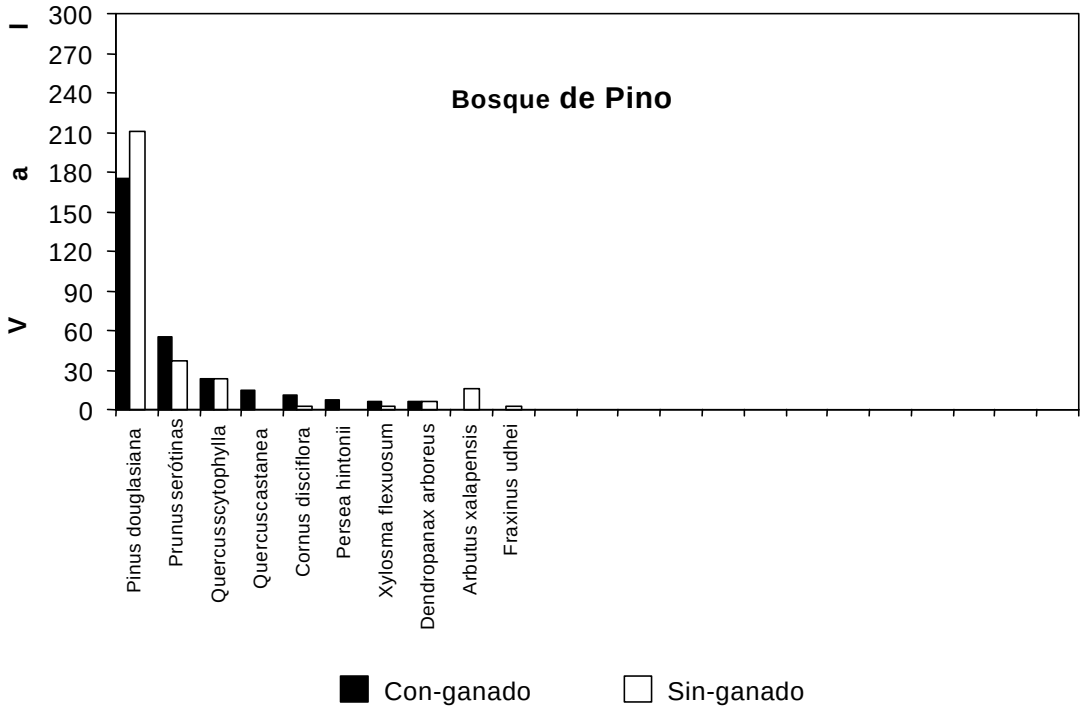


Figura 2. Gráficas mostrando el valor de importancia de las especies en tres tipos de vegetación estudiados, en sitios sin y con-ganado en la Estación Científica Las Joyas.

Tabla 2. Número de árboles jóvenes en bosque mesófilo de montaña (BMM), bosque de pino (BP) y bosque de pino-encino (BPE), mostrando las diferencias significativas entre sitios con y sin-ganado, con dos diferentes grupos de clases de altura.

	BMM		BPE		BP	
	0-32	32-130	0-32	32-130	0-32	32-130
Con-ganado	164	36	103	21	48	5
Sin-ganado	886	279	67	169	128	42
χ^2	33.58	20.24	7.51	0.67	393.77	7.11

- $p < 0.001$

los tres tipos de vegetación (bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino) ($\chi^2 = 469.97$, gl = 2, $p < 0.001$), y entre los sitios con y sin-ganado ($\chi^2 = 82.75$, gl = 1, $p < 0.001$). La interacción entre el tipo de vegetación y la condición del sitio (con y sin-ganado) fue significativa ($\chi^2 = 142.14$, gl = 2, $p < 0.001$), es decir, la densidad depende tanto del tipo de vegetación como del hecho de que el sitio esté o no excluido. El número de árboles jóvenes del primer grupo dentro

del bosque mesófilo de montaña y en el bosque de pino fue significativamente mayor en los sitios sin-ganado (χ^2 = 33.58, gl = 1, p <0.001; χ^2 = 393.77, gl = 1, p <0.001, respectivamente); por otro lado en el bosque de pino-encino el resultado fue inverso, i. e., el número de árboles jóvenes fue significativamente mayor en el sitio con-ganado (χ^2 = 7.51, gl = 1, p <0.001) (Tabla 2).

En el segundo grupo (individuos >32-130 cm de altura) también se observaron diferencias significativas del número de árboles jóvenes entre los tres tipos de vegetación (bosque mesófilo de montaña, bosque de pino-encino y bosque de pino) (χ^2 = 90.84, gl = 2, p <0.001) y entre la condición del sitio (sin y con-ganado) (χ^2 = 32.60, gl = 1, p <0.001). La interacción entre estos dos factores fue también significativa (χ^2 = 28.22, gl = 2, p <0.001). El número de árboles jóvenes del segundo grupo dentro del bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino, fue significativamente diferente, en sitios sin *vs* con-ganado (χ^2 = 77.11, gl = 1, p < 0.001; χ^2 = 20.24, gl = 1, p <0.001; respectivamente). En el bosque de pino-encino no hubo diferencias significativas (χ^2 = 0.67, gl = 1, p >0.05) (Tabla 2).

Patrón espacial. De manera general se observaron dos tipos de patrón espacial, agregado y aleatorio. Las especies de bosque mesófilo de montaña presentaron un patrón agregado. En el bosque de pino-encino se encontró una distribución aleatoria para *Cornus disciflora* en una réplica sin-ganado, mientras que en la otra réplica del bosque de pino-encino con-ganado esta misma especie presenta un patrón agregado. *Carpinus tropicalis* presentó una distribución aleatoria en el bosque de pino-encino sin-ganado al igual que *Quercus castanea* Née en uno de los bosques de pino con-ganado y *Prunus serotina* y *Quercus scytophylla* en el sitio sin-ganado (Tabla 3).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En los tres tipos de vegetación estudiados, el número de árboles jóvenes fue el atributo que mostró ser significativamente diferente entre los sitios sin-ganado *vs* con-ganado. El número de especies y la diversidad, no fueron significativamente diferentes entre sitios sin y con-ganado.

Los efectos ecológicos negativos de la ganadería en el oeste de los Estados Unidos de América han sido ampliamente documentados (Fleischner, 1994). En México ha sido mínima la documentación del efecto del ganado en la vegetación. Los resultados de este trabajo, aunque limitados a una pequeña región, nos permite contribuir al escaso conocimiento que actualmente se tiene en la relación ganado - vegetación.

Los resultados del índice de diversidad fueron diferentes a otros estudios realizados con exclusiones de ganado, (p.e. mayor diversidad en los sitios sin-ganado y menor en los sitios con-ganado) (Milchunas y Lauenroth, 1993, Pettit *et al*., 1995). En la mayoría de los sitios no hubo diferencias significativas entre ellos. Esto sugiere que hasta el momento no hay un efecto del ganado bovino sobre la diversidad en los tres tipos de vegetación.

Al no encontrar diferencias significativas en el número de especies entre sitios con y sin-ganado y uniendo a esto los resultados de diversidad, se estaría concluyendo que no existen cambios entre la exclusión y la no-exclusión del ganado. Sin embargo, al analizar la densidad, nos ayuda a entender mejor la respuesta de la vegetación a la ganadería extensiva (Tabla 1). Se encontraron diferencias en la composición y la densidad tal como lo señalan también otros estudios hechos en el oeste de

Tabla 3. Resultados del patrón espacial (índice de Morisita) para árboles jóvenes de las especies con más alto valor de importancia, en sitios con-ganado (CG) y sin-ganado (SG).

VEGETACIÓN	TIPO*	ESPECIE	ÍNDICE	F**	PATRÓN
BMM1	SG	*Parathesis villosa*	1.478	3.63	Agregado
		Xylosma flexuosum	1.62	2.59	Agregado
		Quercus salicifolia	4.56	5.57	Agregado
BMM1	CG	*Symplococarpon purpusii*	6.07	105.03	Agregado
		Parathesis villosa	1.515	7.106	Agregado
		Inga hintonii	6.111	75.825	Agregado
BMM2	SG	*Parathesis villosa*	5	5	Agregado
		Prunus serotina	2.27	1.99	Agregado
		Clethra vicentina	15	6	Agregado
BMM2	CG	*Dendropanax arboreus*	2.86	5.25	Agregado
		Parathesis villosa	2.419	4.02	Agregado
		Inga hintonii	5.65	11.62	Agregado
BPE1	SG	*Cornus disciflora*	1.578	1.73	Agregado
		Myrsine jurgensenii	1.666	1.8	Agregado
		Pinus douglasiana	2.142	21.99	Agregado
BPE1	CG	*Cornus disciflora*	1.363	1.25	Aleatorio
		Myrsine jurgensenii	4	2.07	Agregado
BPE2	SG	*Carpinus tropicalis*	1.363	4.26	Agregado
		Xylosma flexuosum	10	2.28	Agregado
BPE2	CG	*Cornus disciflora*	4.357	5.78	Agregado
		Carpinus tropicalis	1.428	1.18	Aleatorio
BP1	SG	*Prunus serotina*	2.875	3	Agregado
		Quercus castanea	5	1.571	Aleatorio
BP1	CG	*Prunus serotina*	1.071	1.1	Aleatorio
		Quercus scytophylla	1.666	1.424	Aleatorio
BP2	SG	*Pinus douglasiana*	1.847	2.38	Agregado
		Quercus scytophylla	15	4	Agregado
BP2	CG	*Pinus douglasiana*	1.205	2.74	Agregado

* CG = Con-ganado; SG = Sin-ganado, ** prueba de Fischer

Estados Unidos de América, en el que este efecto es observado principalmente de dos formas: 1) una activa selección de los herbívoros hacía una especie de planta específica y, 2) la vulnerabilidad diferencial de una especie de planta al pastoreo de ganado (Fleischner, 1994). Este estudio sugiere que en el bosque mesófilo de montaña, *Cinnamomum pachypodum*, *Inga hintonii* y *Styrax ramirezii* Grenm. s.l., son especies que de alguna manera son sensibles a la actividad del ganado, ya que

no fueron registradas en los sitios con-ganado, sugiriendo que son potenciales a ser extintas por la presencia del ganado. Para el bosque de pino-encino fueron: *Fuchsia* sp., *Magnolia iltisiana*, *Symplococarppon purpusii*, *Alnus jorullensis* H. B. K., *Cestrum sp*., *Nectandra lundelii* C. K. Allen, *Sebastiana hintonii* Lundell y *Trichilia havanensis* Jacq. Para el bosque de pino fueron: *Fraxinus uhdei* (Wenzig) Lingelsh. y *Arbutus xalapensis* H.B.K. Por otro lado, se registraron también especies con un número de individuos mayor en sitios con-ganado que en sitios sin-ganado, lo que podría indicar que están siendo favorecidas por la presencia del ganado (por ejemplo; *Xylosma flexuosum* y *Zinowiewia concinna*).

Los valores relativos de las especies comunes, con y sin-ganado para los tres tipos de vegetación estudiadas son bajos. Esto nos sugiere que la composición de especies es diferente entre sitios con y sin-ganado. Este resultado coincide con otros estudios (Belsky, 1992, Milchunas y Lauenroth, 1993, Fleischner, 1994, Pettit *et al*., 1995) en los que se observa un cambio en la composición de especies vegetales debido a la presión de forrajeo que el ganado ejerce. Las especies con una menor palatabilidad tendrán una mayor oportunidad de sobrevivencia, inclusive llegan a ser las especies que reemplacen a las más forrajeadas. Para observar los cambios será necesario investigar a fondo el proceso de reemplazo que existe entre las especies para descifrar el efecto sucesional que el ganado bovino propicia; esto se puede lograr a través de sitos permanentes.

Se ha demostrado que la presión de forrajeo afecta a la densidad de especies (Fleischner, 1994). En nuestro estudio se obtuvieron diferencias que favorecen con una mayor densidad de árboles jóvenes en los sitios sin-ganado, excepto en el bosque de pino-encino para individuos <30 cm de altura. No es fácil explicar las causas de este patrón, quizá la poca densidad de ganado (aproximadamente 300 cabezas en más de mil hectáreas de bosque), hace que no forrajeen más intensamente el bosque de pino-encino.

El tipo de vegetación que presenta una mayor densidad de árboles jóvenes es el bosque mesófilo de montaña; a pesar de la abundancia en las primeras clases de tamaño, ésta disminuye en las clases de tamaño mayores. Este patrón es considerado típico de plántulas (Martínez, 1985), debido probablemente a que las plántulas se enfrentan a factores como la herbívora, competencia Inter-específica y patógenos, ocasionando que el número de árboles jóvenes disminuya conforme crecen y finalmente se establecerán pocos árboles jóvenes. Otra posible causa podría ser, suponiendo que existe una estrecha relación positiva tamaño-edad, que los micrositios favorables para el nacimiento y desarrollo inicial de los árboles jóvenes son abundantes. En cambio si la relación tamaño-edad no existe y los individuos crecen a ritmos distintos dependiendo de la situación ambiental que afecta a cada individuo, esta estructura de tamaños indicaría que existen mucho más sitios pobres que buenos para el crecimiento de los individuos (Martínez y Álvarez, 1995).

Los resultados del índice de valor de importancia sugieren qué composición en un futuro podría tener los bosques y, las especies que por su bajo valor de importancia y con una presión de forrajeo continuo, podrían ser reemplazadas. Las especies que presentaron valores altos de importancia y que además fueron las mismas en ambos sitios (con y sin-ganado) coinciden en tener una alta fructificación: *Parathesis villosa* tiene una fructificación durante todo el año y una alta viabilidad, lo que probablemente ayuda a que su germinación sea igualmente alta, abundante (Ortiz, 1992) y con mayores probabilidades de establecerse. *Cornus disciflora* es una especie que por lo menos durante nueve meses del año tiene

fructificación, lo que como en el caso anterior ayuda en la abundancia de su germinación (Ortiz, 1992). *Pinus douglasiana* es una especie reportada como dominante en los bosques de la Estación Científica Las Joyas y cubre más del 50% de su superficie (Sánchez *et al*., *1*996), por lo tanto su alta abundancia en los rodales de pino no es sorprendente, favorecida además por un suelo pobre de los sitios donde se encuentra (Quintero, 1988). Las especies con un sólo individuo y por lo tanto con un bajo valor de importancia (*Meliosma dentata* (Liebm.) Urban y *Symplocos citrea* Lex.), por lo tanto se sugiere poner especial atención en posteriores muestreos y experimentos a estas especies no comunes.

La tendencia general de la distribución espacial de cada una de las especies fue agregada. Éste es un patrón que se encuentra comúnmente en la naturaleza (Armesto *et al*., 1986). Los resultados sugieren que el ganado, en estos lugares, no tiene un efecto importante sobre el patrón espacial de las especies más comunes (Tabla 3). Los diferentes patrones que se encontraron para una misma especie probablemente se deban a la heterogeneidad del sustrato, interactuando con la disponibilidad diferencial de semillas y las actividades de otros herbívoros y patógenos (Janzen, 1970, Connell, 1971), más que por el efecto del ganado.

En resumen se demuestra con este estudio, que la ganadería extensiva con la intensidad que hasta ahora se ha llevado a cabo, ha contribuido a disminuir el número de árboles jóvenes de los bosques subtropicales de montaña en la zona núcleo Manantlán-Las Joyas. Sin embargo, es necesario considerar a otro tipo de factores de perturbación, como el fuego, que podría estar interactuando o teniendo un mayor efecto sobre la regeneración arbórea de los bosques subtropicales de montaña de la Sierra de Manantlán.

RECONOCIMIENTOS

La presente investigación fue financiada por el Departamento de Desarrollo Internacional del Gobierno de Gran Bretaña a través del Programa de Desarrollo Agroforestal de la Sierra de Manantlán, por el Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad y el Centro Universitario de la Costa Sur de la Universidad de Guadalajara. Se agradece a la Biól. Ma. de los Ángeles Saldaña Acosta, por la revisión del escrito y sus sugerencias, de igual manera a la M.C. Claudia Ortiz Arrona por la traducción al inglés del resumen. A todo el personal de la Estación Científica Las Joyas que en su momento brindaron todo el apoyo para la realización de este trabajo. Este trabajo es una contribución al conocimiento de la ecología de plantas dentro de la red internacional de reservas de la biosfera de la UNESCO.

REFERENCIAS

Armesto, J.J., J. D. Mitchell y C. Villagran. 1986. A comparison of spatial patterns of trees in some tropical and temperate forest. Biotropica 18(1): 1-11.

Belsky, A. J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species competition and diversity in grassland communities. Journal Vegetation Science 3: 187-200.

Bushbacher, R. 1986. Tropical deforestation and pasture development. Bioscience 36(1): 22-28.

Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in sole marine animals and in Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen, Holanda.

Cuevas, R. 1994. Flora de la Estación Científica Las Joyas. Tesis de

Maestría. Colegio de Postgraduados, Chapingo, Méx. 133 p.

Dewalt, B. 1983. The cattle are eating the forest. Bulletin of Atomic Scientists. 39(1): 8-23.

Everitt, B. S. 1977. The Analysis of Contingency Tables. John Wiley & Sons. Londres. 128 p.

Fleischner, L. T. 1994. Ecological cost of livestock grazing in Western North America. Conservation Biology 8(3): 629-644.

Hacker, R. B. 1984. Vegetation dynamics in a grazed Mulga community I. The mid-storey shrubs. Australian Journal of Botanic 32: 239-249.

Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. America Naturalistic 104: 521-528.

Jardel P., E.J. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tiempos de Ciencia 22: 9-26.

Jardel P., E.J (Co Ed.). 1992. Estrategia para la conservación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. Editorial Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. México. 316 p.

Jardel P., E.J. 1993. Ecología y conservación de bosques subtropicales de montaña en la Sierra de Manantlán, México. Informe final para el plan de subvenciones de investigación para jóvenes científicos. MAB-UNESCO. El Grullo, Jal.

Lazos C., E. 1996. El encuentro de subjetividades en la ganadería campesina. Ciencias 44:36-45.

Martínez R., M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. *In*: A. Gómez P. y S. del Amo A. Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México. Vol. II INIREB Xalapa, Ver. 191-239.

Martínez R., M. y E. Álvarez B. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 56: 121-153.

Milchunas, D.G. y K.W. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63: 327-366.

Morisita, M. 1959. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. Mem. Fac. Sci. Kyushe Univ. Ser. E. 3: 65-80.

Ortiz A., C. I. 1992. Banco de Semillas del Suelo en el Bosque Mesófilo de Montaña de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Guadalajara, Jal. 1 p.

Pettit, N.E., F. Raymond H. y L. Phillip G. 1995. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. Journal Vegetation Science 6:121-130.

Quintero A., A.L. 1988. Contribución al Estudio sobre la Formación del Suelo en la Estación Científica Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. Tesis de Licenciatura, Fac. de Agronomía. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. 78 p.

Ramírez, R., J.M. 1988. Levantamiento topográfico de la Estación Científica Las Joyas en la Sierra de Manantlán, Mpio. de Autlán, Jalisco. Tesis de

Licenciatura. Fac. de Agronomía. Univ. de Guadalajara. Guadalajara, Jal. 78 p.

Saldaña A.A. y E.J. Jardel P. 1991. Regeneración natural del estrato arbóreo en bosques subtropicales de montaña en la Sierra de Manantlán, México: Estudios preliminares. Biotam 3(3): 36-50.

Sánchez V., L.R. 1988. Sucesión forestal en la Sierra de Manantlán Jalisco, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Chapingo, México. 54 p.

Sánchez V., L.R., y E. García M. 1993. Sucesión forestal en los bosques mesófilos de montaña y de *Pinus* en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jal., México. Agrociencia 3:7-26.

Sánchez V., L.R., J.J. Rosales A., Ma. del R. Pineda L. y Ma. de los A. Saldaña A.1996. Descripción Cuantitativa de la Vegetación de los Bosques de la Estación Científica Las Joyas de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jal. Boletín del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara 4(1-3): 79-155.

SAS. 1988. SAS/STAT User`s Guide, Release 6.04 edition, SAS Institute, Cary, North Carolina. EUA, 1028 p.

Sarukhan, J. 1968. Análisis sinecológico de las selvas de *Terminalia amazonia* en la planicie costera del Golfo de México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. ENA. Chapingo. México..

Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature Lond. 163: 688.

UNAM. 1996. Numeralia. Ciencias 44:45.

Williams, O. B. 1969. Studies in the ecology of the riverine plain. V. Plant density response of species in a *Danthonia caespitosa* grassland to 16 years grazing by merino sheep. Australian Journal of Botanic 17: 255-268.

Zar, J. H. 1984. Biostatistical Analysis. 2a. Ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N. J. 146-148 p.