



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS
RECURSOS NATURALES

“EFECTO DEL MANEJO FORESTAL SOBRE DOS GRUPOS
CONTRASTANTES: MUSGOS Y MAMÍFEROS MEDIANOS Y
GRANDES EN LA SIERRA JUÁREZ, OAXACA”

Tesis

Que presenta

Biol. ENRIQUE HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ

Como requisito para obtener el título de
Maestro en Ciencias en Ecología Integrativa

Director de tesis

Doctor en Ciencias Eduardo Mendoza Ramírez



Morelia, Michoacán, Agosto 2018

Dedicatoria

A mi familia y en especial a mi mamá Clarita, por educarme, estar a mi lado y motivarme siempre a seguir adelante. Con todo mi cariño mamá.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Eduardo Mendoza Ramírez, por darme la oportunidad de trabajar bajo su tutela, por apoyarme durante todo este trabajo, compartir sus conocimientos y su entusiasmo por la ciencia y por su amistad.

A la Dra. Deneb García Ávila, por haberme ayudado a continuar formándome en un área de la botánica que me apasiona, por compartir sus conocimientos y por su amistad.

A mis sinodales Dr. Luis Escalera, Dr. Juan Carlos López Acosta, Dr. Leonel López Toledo y la Dra. Clementina González Zaragoza por su tiempo y apoyo para este proyecto.

A los Dres. Jaime Calderón, Víctor Aguirre Hidalgo, Bruce Allen, Alberto Gómez Tagle, Rafael Hernández Guzmán, Ángela Andrea Camargo Sanabria, Romeo Saldaña Vázquez, Ricardo Clark Tapia y Rodolfo Dirzo por haberme apoyado a alcanzar diferentes metas en este trabajo.

A mis amigos Chave, Franc, Saúl, Sarita, Nata, Viole, Chuy, Dennis, Cati, Chucho, Rich, Ari, muchas gracias por su apoyo tanto profesional como personalmente, por los consejos dados y por los momentos que hemos compartido.

A Yuni, por todo tu apoyo y cariño.

A los comisariados de bienes comunales de Ixtlán de Juárez, Capulálpam de Méndez, Santa María Yavesía, Santa Catarina Lachatao, San Juan Evangelista Analco y San Juan Luvina por permitirme desarrollar este proyecto en sus áreas naturales.

A los ingenieros Elías, Paco y Javier por su apoyo y asesoría incondicional asesoramiento sobre el manejo forestal en la Sierra Juárez, Oaxaca.

Al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el apoyo brindado para mi formación académica.

Al financiamiento otorgado para el desarrollo de este trabajo por parte del Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología, por The Sigma Xi Grant-in-Aid of Research y por la Red PRODEP: "Conservación de la biodiversidad en ambientes antropizados".

A todas las personas que directa o indirectamente me apoyaron, se interesaron y estuvieron al pendiente de este trabajo. Gracias a todos.

Y por supuesto a ti, que brindas un espacio de tu tiempo para leer las siguientes líneas.

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| RESUMEN GENERAL | 1 |
| ABSTRACT | 1 |
| INTRODUCCIÓN GENERAL | 2 |
| REFERENCIAS | 5 |
| Capítulo 1. Efecto de la tala selectiva de bajo impacto sobre la diversidad de musgos en el bosque templado de la Sierra Juárez, Oaxaca | 7 |
| Resumen..... | 8 |
| Abstract..... | 9 |
| Introducción..... | 9 |
| Materiales y métodos | 12 |
| Área de estudio..... | 12 |
| Trabajo de campo..... | 13 |
| Análisis de datos..... | 15 |
| Resultados | 17 |
| Discusión | 22 |
| Conclusiones..... | 27 |
| Agradecimientos | 27 |
| Referencias..... | 28 |
| ANEXO 1. Listados de especies de musgos en áreas de conservación y manejo en la Sierra Juárez, Oaxaca..... | 34 |
| ANEXO 2. Valores del análisis de correlación de los valores de riqueza y variables ambientales. | 37 |
| Capítulo 2. Mamíferos medianos y grandes en sitios de tala selectiva de bajo impacto y conservación en la Sierra Juárez, Oaxaca..... | 38 |
| Resumen..... | 39 |
| Abstract..... | 39 |
| Introducción..... | 40 |
| Materiales y métodos | 42 |
| Área de estudio..... | 42 |
| Colecta de datos..... | 43 |
| Análisis de datos..... | 43 |

| | |
|-----------------------------------|----|
| Resultados | 45 |
| Discusión | 48 |
| Agradecimientos | 51 |
| Referencias..... | 51 |
| DISCUSIÓN GENERAL | 57 |
| Implicaciones para el manejo..... | 58 |
| REFERENCIAS..... | 59 |

RESUMEN GENERAL

Para mitigar los efectos negativos de la deforestación causada por la extracción de madera se han desarrollado diferentes sistemas de manejo forestal a nivel global. Uno de estos sistemas es el manejo de tala selectiva de bajo impacto que ha mostrado tener un efecto menor que otros sistemas sobre la diversidad y procesos ecológicos del bosque. Sin embargo, aún existen grupos biológicos que aún no han sido evaluados bajo este régimen silvícola. En este estudio, se evalúan los efectos de este sistema forestal sobre la diversidad y estructura de la comunidad de dos grupos con requerimientos ecológicos distintos: musgos y mamíferos medianos y grandes en la Sierra Juárez, Oaxaca. Para esto se contrastó la diversidad de las comunidades de ambos grupos en tres sitios manejados contra la de tres destinados a la conservación. Los resultados en general indican que este tipo de manejo es compatible con conservar la diversidad de la estructura de las comunidades de ambos taxa. Sin embargo, en el caso de los musgos, el gremio de especies del suelo mostró ser más susceptible a la perturbación. Además, en este gremio de plantas fue posible identificar especies indicadoras para sitios manejados y conservados. Finalmente, tanto para los musgos como para los mamíferos, la conservación de condiciones relacionadas con sus requerimientos ecológicos, así como la conectividad del bosque, sumado a la implementación de estrategias de conservación regionales, son factores claves para su conservación. Trabajos futuros sobre otros taxa bajo este sistema silvícola permitirán tener un mejor panorama de sus efectos sobre la biodiversidad.

Palabras clave: RIL, bosque templado, diversidad, estrategias de conservación, briofitas.

ABSTRACT

To mitigate the negative effects of deforestation caused by timber extraction, different forest management systems have been developed globally. One of these systems is the reduced-impact selective logging that has been shown to have a

lesser effect than other systems on the diversity and ecological processes of the forest. However, there are still biological groups that have not yet been evaluated under this silvicultural regime. In this study, the effects of this forest system on the diversity and structure of the community of two groups with different ecological requirements are evaluated: mosses and medium and large mammals in the Sierra Juárez, Oaxaca. For this, the diversity of the communities of both groups was contrasted in three sites managed against that of three destined for conservation. The results in general indicate that this type of management is compatible with conserving the diversity of the assembly of the communities of both taxa. However, in the case of mosses, the guild of soil species showed to be more susceptible to disturbance. In addition, in this plant guild it was possible to identify indicator species for managed and conserved sites. Finally, both for mosses and mammals, the conservation of conditions related to their ecological requirements, as well as the connectivity of the forest, together with the implementation of regional conservation strategies, are key factors for its conservation. Future work on other taxa under this silvicultural system will allow a better overview of its effects on biodiversity.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La deforestación, es una de las actividades humanas que contribuyen a la alteración del hábitat, la cual es la principal causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, y en particular en regiones como el trópico (FAO, 2015; Pimm et al., 2014; Stedman-Edwards, 1997). Debido a la deforestación en bosques tropicales se predice entre un 18 y 40% de extinción de especies para el año 2100 (Pimm y Raven, 2000). Esta deforestación, es debida a la conversión de bosques a tierras agrícolas, de pastoreo, plantaciones y a la producción de madera (Nasi y Frost, 2009). Esta última actividad, se lleva a cabo en 403 millones de hectáreas oficialmente designadas en los trópicos (Blaser et al., 2011). Por esta razón, es necesaria la implementación de planes de manejo forestal, que permitan alcanzar un equilibrio entre la productividad y la conservación de la biodiversidad, así como

con los procesos del bosque (Bawa y Seidler, 1998; Larsen, 1994; Nasi y Frost, 2009).

A nivel mundial, se pueden distinguir diez sistemas comunes de manejo forestal que se diferencian por la intensidad de remoción de masa boscosa, los productos destinados a explotar y por el impacto sobre la riqueza de especies. De estos regímenes, seis tienen como objetivo la extracción de madera: 1) sistemas de retención y 2) selección, 3) tala selectiva de impacto reducido, 4) tala selectiva convencional, 5) tala rasa y 6) plantaciones de madera. Con respecto a una baja intensidad de manejo, la tala selectiva de impacto reducido resulta una técnica en la que la riqueza de especies es menormente afectada en comparación a otros regímenes (Chaudhary et al., 2016). Esta técnica consiste en la selección cuidadosa de árboles para ser extraídos por personal entrenado, de acuerdo a planes de cosecha enfocados a minimizar los efectos de la extracción sobre el bosque, sus componentes y procesos (Putz et al., 2008).

Un caso particular de la aplicación de diferentes sistemas de manejo, y en particular, de tala selectiva de impacto reducido, es realizado por comunidades indígenas en bosques templados de pino-encino de la Sierra Juárez del estado de Oaxaca (Chapela, 2007). En esta región se encuentran diferentes tipos de ecosistemas templados y tropicales que albergan alta diversidad de flora y fauna (García-Mendoza et al., 2004). Esta combinación de elementos permite evaluar y por tanto conocer, cuáles son los efectos que el manejo forestal puede tener sobre la biodiversidad en un sitio de alta riqueza biológica.

Diferentes grupos taxonómicos responden de forma distinta ante el disturbio ocasionado por el manejo forestal debido a sus efectos sobre las condiciones y requerimientos de cada grupo (estructura arbórea, disponibilidad de frutos, condiciones microclimáticas, nutrientes del suelo, etc.) (Chaudhary et al., 2016; Paillet et al., 2009; Putz et al., 2012; Schulze, 2017). De los grupos evaluados, existen algunos en los que no se tiene claro cuál es el efecto del manejo sobre su diversidad. Dos casos son las briofitas en el grupo de las plantas, y los mamíferos medianos y grandes para los vertebrados.

Las briofitas se clasifican en tres grupos: Bryophyta *sensu stricto* (musgos), Marchantiophyta (hepáticas) y Anthocerotophyta (antocerotes). De estos, los musgos es el grupo más diverso con alrededor de 12 000 especies a nivel mundial. De las 954 especies reconocidas para el país, Oaxaca es el segundo estado con mayor riqueza con 459 especies (Delgadillo-Moya, 2014). Estas plantas son comunes en bosques templados donde cumplen un importante rol en ciclos del agua y nutrientes (Gradstein et al., 2001; Vanderpoorten y Goffinet, 2009).

Para la mastofauna, Oaxaca es el estado con mayor riqueza en el país con 216 especies (Briones-salas et al., 2015). De esta diversidad, 30 especies de mamíferos medianos y grandes se encuentran en la región de la Sierra Madre donde se localiza la Sierra Juárez (Briones-Salas et al., 2016). Estos organismos representan un componente esencial en la dinámica de los bosques por la influencia de especies granívoras y herbívoras sobre la vegetación, las cuales constituyen la fuente de alimento de las especies carnívoras quienes actúan como reguladores de esas poblaciones (Dirzo, 2001; Lavariega et al., 2012).

La respuesta de ambos grupos ante el disturbio puede proporcionar un panorama sobre los diferentes efectos del manejo para diferentes organismos y al mismo tiempo, evaluar la salud del ecosistema. Por un lado, los musgos, por su fisiología y susceptibilidad a cambios en su entorno, pueden brindar evidencia sobre cambios en condiciones micro-ambientales (Frego, 2007), mientras que la diversidad de mamíferos medianos y grandes sobre el mantenimiento de servicios ecosistémicos y de procesos ecológicos como las interacciones bióticas (Redford, 1992). De esta manera, este trabajo tiene como objetivo analizar los efectos del manejo forestal de tala selectiva sobre la diversidad de dos grupos con requerimientos ecológicos distintos. Los resultados de este trabajo además de permitir obtener conocimiento integral acerca de los efectos del manejo sobre la biodiversidad, serán de utilidad en los planes de manejo forestal de las comunidades de estudio mediante su inclusión en sus inventarios biológicos de las áreas de explotación forestal.

REFERENCIAS

- Bawa, K.S., Seidler, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conserv. Biol.* 12, 46–55. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.96480.x>
- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D., Johnson, S., 2011. Status of tropical forest management 2011, ITTO Techn. ed. International Tropical Timber Organization, Yokohama, Japan.
- Briones-salas, M., Cortés-marcial, M., Lavariega, M.C., 2015. Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca , México. *Rev. Mex. Biodivers.* 86, 685–710. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.07.008>
- Briones-Salas, M., Lavariega-Nolasco, M.C., Cortés-Marcial, M., Monroy-Gamboa, A.G., Masés-García., C.A., 2016. Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México, in: Briones-Salas, M., Hortelano-Moncada, Y., Magaña-Cota, G., Sánchez-Rojas, G., Sosa-Escalante, J.E. (Eds.), *Riqueza y Conservación de Los Mamíferos En México a Nivel Estatal Vol. I*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato, Ciudad de México, pp. 329–366.
- Chapela, F., 2007. El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca, in: Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Barry, D. (Eds.), *Los Bosques Comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute, México Distrito Federal, pp. 123–145.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness : Global Meta- Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific reports* 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Delgadillo-Moya, C., 2014. Biodiversidad de Bryophyta (musgos) en México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85, 100–105. <https://doi.org/10.7550/rmb.30953>
- Dirzo, R., 2001. Plant-mammal interactions: Lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation, in: Press, M., Huntly, N., Levin, S. (Eds.), *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell Science, Oxford, UK., pp. 319–335.
- FAO, 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015: how are the world's forests changing?* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Frego, K.A., 2007. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *For. Ecol. Manage.* 242, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.030>
- García-Mendoza, A.J., Ordoñez, M.J., Briones-Salas, M., 2004. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund, México Distrito Federal.

- Gradstein, S.R., Salazar-Allen, N., Churchill, S.P., 2001. Guide to the Bryophytes of Tropical America. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Larsen, J.B., 1994. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *For. Ecol. Manage.* 73, 85–96. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03501-M](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03501-M)
- Lavariega, M.C., Briones-Salas, M., Gómez-Ugalde, R.M., 2012. Mamíferos medianos y grandes de la Sierra de Villa Alta, Oaxaca, México. *Mastozoología Neotrop.* 19, 225–241.
- Nasi, R., Frost, P.G.H., 2009. Sustainable Forest Management in the Tropics : Is Everything in Order but the Patient Still Dying ? *Ecol. Soc.* 14, 40. <https://doi.org/10.5751/ES-03283-140240>
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastiá, M.T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2009. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests : Meta-Analysis of Species. *Conserv. Biol.* 24, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* (80-.). 344, 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Pimm, S.L., Raven, P., 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845. <https://doi.org/10.1038/35002708>
- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Forest Ecology and Management Reduced-impact logging : Challenges and opportunities 256, 1427–1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Pe, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests : the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>
- Redford, K.H., 1992. The Empty of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *Bioscience* 42, 412–422.
- Schulze, E.D., 2017. Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *J. Nat. Conserv.* 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.08.001>
- Stedman-Edwards, P., 1997. Socioeconomic root causes of biodiversity loss: An analytical approach paper for case studies. . Macroeconomicsfor Sustainable Development Program Office - World Wide Fund for Nature, Washington, DC.
- Vanderpoorten, A., Goffinet, B., 2009. Introduction to Bryophyte Biology. Cambridge University Press, Cambridge.

**Capítulo 1. Efecto de la tala selectiva de
bajo impacto sobre la diversidad de
musgos en el bosque templado de la
Sierra Juárez, Oaxaca**

Resumen

El manejo forestal por tala selectiva de bajo impacto consiste en la corta de árboles bajo estrictos procesos de explotación con el objetivo de reducir el impacto sobre la biodiversidad. En México, el manejo forestal se desarrolla principalmente en bosques templados donde los musgos son comunes. Este es un grupo taxonómico en el que los efectos de este manejo del bosque han sido poco evaluados. Por esta razón, se analizó si la diversidad α y β y la estructura de la comunidad de musgos (suelo y epífitos) difiere entre sitios bajo manejo y de conservación en el bosque templado de la Sierra Juárez, Oaxaca. Así mismo, se evaluó si existen especies de musgos epífitos y del suelo que sean indicadores de los sitios bajo manejo y conservación. Por otra parte, se cuantificaron variables ambientales a escala local y regional para evaluar su influencia en los resultados encontrados. Para musgos del suelo solo un sitio de manejo presentó una diversidad α más baja que el resto, mientras que la diversidad β y estructura de la comunidad de todos los sitios bajo manejo fue similar a la observada en los sitios conservados. En el caso de los musgos epífitos, no se detectaron diferencias en su diversidad α y β , ni en la estructura de la comunidad. De las variables ambientales evaluadas solo la variación diaria de la luz se relacionó positivamente con la variación de la diversidad α . *Dicranum sumichrastii* y *Leptodontium viticulosoides* son propuestas como indicadoras para sitios conservados y manejados respectivamente. El impacto de la tala selectiva de bajo impacto fue más evidente para musgos del suelo que para epífitos. El mantener condiciones microambientales así como la conservación de sustratos son factores importantes para mantener la diversidad y estructura de la comunidad de musgos en sitios bajo manejo.

Palabras clave: Manejo forestal, briofitas, especies indicadoras, bosque de pino-encino.

Abstract

Forest management by reduced-impact selective logging (RIL) consists of cutting trees under strict exploitation processes in order to reduce the impact on biodiversity. In Mexico, forest management is mainly developed in temperate forests where mosses are common. This is a taxonomic group in which the effects of this forest management have been poorly evaluated. For this reason, it was analyzed whether the α and β diversity and the structure of the moss community (soil and epiphytes) differs between managed and conservation sites in the temperate forest of the Sierra Juárez, Oaxaca. Likewise, it was evaluated if there are indicative species of epiphytic and soil mosses that are indicators of the sites under management and conservation. On the other hand, environmental variables were quantified at local and regional scales to evaluate their influence on the results found. For soil mosses, only one management site had a lower α diversity than the rest, while the β diversity and community structure of all the sites under management was similar to that observed in the conserved sites. In the case of the epiphytic mosses, no differences were detected in their diversity α and β , nor in the structure of the community. Of the environmental variables evaluated, only the daily variation of light was positively related to the variation of the α diversity. *Dicranum sumichrastii* and *Leptodontium viticulosoides* are proposed as indicators for conserved and managed sites, respectively. The impact of RIL was more evident for soil mosses than for epiphytes. Maintaining micro-environmental conditions as well as the conservation of substrates are important factors in maintaining the diversity and structure of the moss community in sites under management.

Key words: Forest management, bryophytes, indicator species, pine-oak forest.

Introducción

La biodiversidad de los bosques está amenazada por la deforestación y la degradación del hábitat (Grulke et al., 2016). Se requiere implementar un manejo forestal sustentable que permita tener una explotación rentable, que responda a

las necesidades económicas, sociales y de conservación a nivel local (Bawa y Seidler, 1998; Ljungman et al., 1999). Existen varias modalidades de manejo forestal que se han aplicado en diferentes bosques del trópico (Montagnini y Jordan, 2005). Una de estas, es la tala selectiva de bajo impacto (*Reduce impact selective logging o RIL*) que se caracteriza por la extracción selectiva de árboles (Günter et al., 2011) e incluye la implementación de planes detallados de cosecha, entrenamiento de trabajadores, delimitación de áreas de extracción, planificación de la caída de árboles para reducir daños a árboles circundantes y al dosel, así como la protección de áreas con vegetación de galería (Putz et al., 2008). Un caso particular de este enfoque de manejo es el implementado por comunidades indígenas en el bosque templado de pino-encino de la Sierra Juárez de Oaxaca (Álvarez y Rubio, 2013; Bray, 1991; Bray et al., 2007; Chapela, 2007). En este caso se incorporan tratamientos complementarios como la remoción parcial de herbáceas, arbustos y árboles enfermos con el objetivo de mejorar las condiciones y disminuir la competencia por recursos para los árboles destinados al aprovechamiento. De esta manera, se busca que los árboles de interés productivo (*Pinus* spp.) alcancen un mayor desarrollo de su diámetro y altura (Rainforest Alliance, 2006, 1996). A diferencia del manejo por cosecha de árboles (*shelter wood logging*) que homogeneiza la estructura arbórea (Lieffers et al., 2003) o de tala rasa (*clear cut logging*) en la que todo el rodal forestal es removido (Chaudhary et al., 2016; Smith, 1986) el manejo por tala selectiva de bajo impacto genera pequeños claros dentro de una gran masa forestal (Rainforest Alliance, 1996). Esto permite mantener una cubierta forestal casi continua (Ódor et al., 2014; Rainforest Alliance, 2006).

Existe evidencia que indica que la riqueza de especies de aves, invertebrados, mamíferos y plantas es poco afectada por la tala selectiva de bajo impacto en el trópico (Putz et al., 2012). Sin embargo, los musgos han sido escasamente estudiados bajo este enfoque por lo que se carece de información ecológica sobre el impacto que el manejo tiene sobre sus comunidades (Gradstein et al., 2001). Estas plantas desempeñan un importante papel en los ciclos del agua y nutrientes (Vanderpoorten y Goffinet, 2009) y proporcionan refugio a una amplia variedad de

organismos (Glime, 2017). Por otra parte, tienen características (e.g., dependencia de la humedad ambiental) que pueden hacer que sean afectadas de manera distinta que el resto de las plantas (e.g. Chaudhary et al., 2016; Paillet et al., 2010). Además, los musgos pueden tener requerimientos muy específicos de condiciones micro-ambientales (Vanderpoorten y Goffinet, 2009) así como de la estructura del hábitat y la diversidad de sustratos sobre los que se desarrollan (e.g., madera en descomposición, rocas, suelo) (Chen et al., 2017). De esta manera los cambios en la estructura del bosque asociados con el manejo pueden tener un efecto sobre sus comunidades (Söderström, 2006).

En este estudio se analiza el impacto del manejo forestal por tala selectiva de bajo impacto sobre la diversidad de musgos del suelo y epífitos en el bosque templado de la Sierra Juárez, Oaxaca. Para esto, se contrastó la diversidad de musgos de tres sitios bajo manejo contra la de tres sitios de bosque maduro conservado. Los objetivos específicos son: i) Cuantificar la diversidad α de musgos terrestres y epífitos en sitios manejados y conservados; ii) Contrastar la diversidad β dentro y entre bosques bajo manejo y conservación; iii) Analizar el impacto del manejo sobre la composición de las comunidades de musgos; iv) Evaluar la existencia de especies de musgos indicadoras de los bosques conservados y manejados y v) Evaluar el efecto de variables ambientales sobre los resultados de diversidad y composición obtenidos.

Las predicciones fueron: 1) La diversidad α de musgos terrestres y epífitos es más baja en sitios manejados que en sitios conservados; 2) La diversidad β entre sitios manejados y conservados es más alta que dentro de sitios; 3) La composición de las comunidades musgos es diferente entre sitios manejados y conservados y 4) Existen especies de musgos con características para funcionar como organismos indicadores de cada condición.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Sierra Juárez forma parte de la Sierra Madre de Oaxaca (Ortiz-Pérez et al., 2004). Se localiza entre las coordenadas: 17° Norte y 96° Oeste (Alfonso-Corrado et al., 2014). El clima es templado sub-húmedo, con lluvias en verano, la precipitación media anual oscila entre 1000 y 2000 mm y la temperatura media anual es de 16° C (Rodríguez, 2014) (Figura 1). El estrato arbóreo de los sitios de estudio está compuesto por especies de pinos (*Pinus ayacahuite*, *P. leiophylla*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*), encinos (*Quercus crassifolia*, *Q. elliptica*, *Q. laeta*) y por individuos de *Arbutus xalapensis* y *Clethra* spp. El estrato arbustivo está compuesto por especies como *Arctostaphylos pungens*, *Gaultheria acuminata*, *Litsea glaucescens* entre otras. Especies herbáceas comunes son *Alchemilla pectinata*, *Stevia lucida* y *Dryopteris* spp. Las epífitas están representadas por especies de la familia Orchidiaceae y Bromeliaceae (Torres-Colín, 2004).

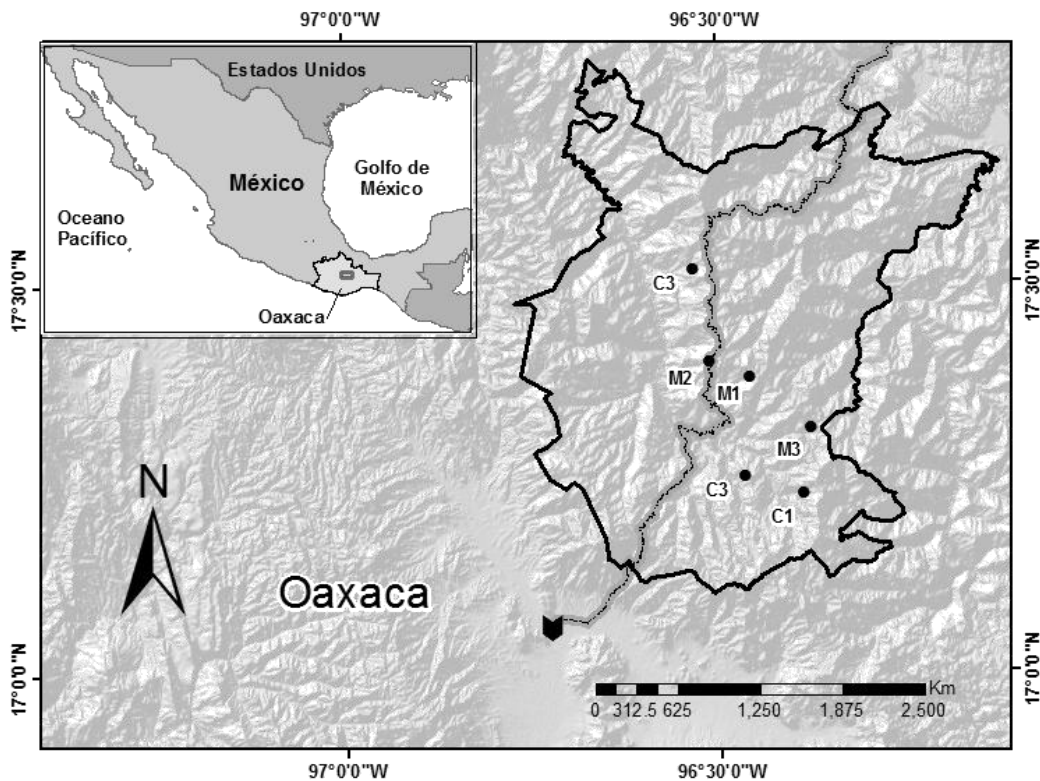


Figura 1. Ubicación de las localidades de estudio en la Sierra Juárez, Oaxaca. Sitios conservados: Santa María Yavesía (C1), Santa Catarina Lachatao (C2) y San Juan Luvina (C3). Sitios manejados: Ixtlán de Juárez (M1), San Juan Evangelista Analco (M2) y Capulalpam de Méndez (M3). Línea puntada carretera 175 Oaxaca-Tuxtepec.

Trabajo de campo

Selección de sitios de muestreo. Este estudio se realizó en seis localidades, tres donde se han establecido áreas de conservación y tres que cuentan con áreas de manejo de tala selectiva de bajo impacto. Las primeras pertenecen a los municipios de Santa María Yavesía, Santa Catarina Lachatao y San Juan Luvina con 7 134, 12 936 y 230 hectáreas destinadas a la conservación. Las segundas corresponden a Ixtlán de Juárez, San Juan Evangelista Analco y Capulalpam de Méndez (Figura 1).

El sistema de manejo por tala selectiva de bajo impacto presenta características particulares en la forma en que es implementado en cada sitio de estudio. Estas varían en aspectos como el año del comienzo de actividades, hectáreas en la que se aplica y tratamientos utilizados. En el caso de la comunidad de Ixtlán de Juárez, comenzó actividades de manejo en el año 2004 en un área de 107 hectáreas en la que cada 10 años realizan remoción de árboles individuales enfermos o sobre maduros. San Juan Evangelista Analco inició en el 2012 en un área de 13.5 hectáreas en la que realizaban cortas de árboles y arbustos con el objetivo de eliminar competencia para que ciertos individuos incrementaran su diámetro y altura. Capulalpam de Méndez inició este manejo en 1995 en un área de 10 hectáreas, con el mismo objetivo anterior. En las dos últimas comunidades la corta se realiza durante 10 años cada 50 años.

Muestreo de musgos. El muestreo se realizó durante dos salidas de campo en los meses de julio y agosto de 2016. En cada sitio se estableció un transecto principal de 500 m. A lo largo de este, se seleccionaron cinco puntos al azar, donde a partir de estos se trazaron perpendicularmente transectos más pequeños

de 50 m. La dirección de estos transectos, izquierda o derecha con respecto al transecto principal, también fue establecida al azar. Finalmente, dentro del transecto de 50 m, se seleccionaron dos puntos al azar donde se establecieron cuadrantes de 1 m². De esta manera se obtuvieron diez cuadrantes por sitio, teniendo un total de 60 para el estudio. En estos cuadrantes, se colectaron musgos considerando sustratos como suelo desnudo, humus, madera en descomposición y rocas. Estos se clasificaron como musgos del suelo del bosque.

Los musgos epífitos fueron muestreados en árboles del género *Quercus* porque son árboles que no son removidos durante el manejo forestal, son el segundo género arbóreo más frecuente en estos bosques después de los pinos (Ruiz-Aquino et al., 2015) y tienen una alta asociación con los musgos (Gil-Novoa y Morales-Puentes, 2014). Se muestreó en cuadrantes de 20 cm² a una altura de 1.6 m (Gradstein et al., 2003) ubicados en el *Quercus* más cercano a cada cuadrante de muestreo de musgos del suelo. La dirección en la que se estableció el cuadrante (N, S, E u O) se definió al azar sobre el forófito. Los *Quercus* muestreados tuvieron un diámetro a la altura del pecho ≥ 30 cm.

Para estimar el área ocupada por las diferentes especies de musgos del suelo y epífitos en cada cuadrante, se dibujó su contorno en una hoja de plástico. En el caso de los musgos del suelo se usaron cuadrantes de 1 m² divididos en celdas de 10 x 10 cm. La cobertura de cada especie se midió como el porcentaje de la cuadrícula ocupada. Las celdas de la cuadrícula con al menos 25 % de su superficie cubierta por musgos se consideraron como completamente cubiertas (Benavides y Sastre de Jesús, 2009). En el caso de los musgos epífitos se aplicó una metodología similar pero los cuadrantes fueron de 20 cm² y se dividieron en celdas de 2 x 2 cm. Posteriormente, los musgos fueron colectados para su determinación taxonómica.

Colecta y determinación de especies de musgos. La colecta de ejemplares, se realizó siguiendo técnicas convencionales propuestas por Delgadillo (1986) y Gradstein et al. (2003). La determinación taxonómica se realizó en la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH). Las

claves taxonómicas utilizadas fueron Allen (2010, 2002, 1994), Buck (1998), Gradstein et al.(2001), Ireland y Buck (2009) y Sharp et al.(1994). La nomenclatura utilizada corresponde a LATMOSS (Delgadillo, 2010). Los ejemplares fueron depositados en el herbario EBUM de la UMSNH.

Registro de variables ambientales. Se registraron variables ambientales con el objetivo de conocer si las condiciones ambientales de los sitios están relacionadas con los patrones de diversidad de musgos cuando las comunidades son comparadas. Se consideraron variables dentro de cada sitio (cobertura de dosel y altitud de cada cuadrante, así como la temperatura y luz diaria) y para cada sitio (precipitación total anual, orientación y pendiente). La cobertura del dosel, se estimó en el centro de cada cuadrante de 1 m² con un densímetro esférico convexo promediando los porcentajes de cobertura registrados en cada punto cardinal. Se registró la temperatura y luz durante 44 días cada 15 minutos en cada sitio utilizando dos registradores automáticos (HOBOS UA-002-64). El registro se efectuó del 3 de marzo al 17 de abril de 2017. La altitud se registró con GPS Garmin GPSMAP 64s. Las variables a escala regional fueron obtenidas de las bases de datos de INEGI (2015) y procesadas en QGIS (QGIS Development Team, 2016) para caracterizar cada sitio.

Análisis de datos

Diversidad α y β de musgos en sitios conservados y manejados. Para conocer la completitud del muestreo en cada condición se estimó la diversidad α mediante el índice de Chao 2. Después, se calculó el porcentaje de registro dividiendo el número de especies observadas entre las estimadas multiplicado por cien. Para comparar tanto la riqueza observada como la estimada se realizaron curvas de rarefacción/extrapolación (R/E) con intervalos de confianza del 84 % (MacGregor-Fors y Payton, 2013). Para estimar la diversidad α y realizar las curvas R/E se utilizó el método propuesto por Chao et al. (2014) basado en el número de Hill de orden cero ($q = 0$). Los números de Hill representan una alternativa estadísticamente rigurosa a otros índices de diversidad (Chao et al., 2014).

La diversidad β fue evaluada mediante el método de Carvalho et al. (2012). Este método considera al reemplazo de especies (β_{repl}) y a las diferencias en riqueza (β_{rich}), como procesos que explican las diferencias en la composición entre comunidades o lo que es equivalente: diversidad beta total (β_{total}).

Composición de la comunidad. Para comparar con más detalle las comunidades de musgos entre ambas condiciones se realizaron gráficos de rango abundancia (Feinsinger, 2001) y un análisis multidimensional no métrico (NMDS) basado en la similitud de Bray-Curtis. Con el objetivo de centrar el análisis en las especies de musgos del suelo y epífitos más comunes en ambas condiciones, las especies presentes en menos del 5% de los cuadrantes de muestreo fueron removidas del análisis. Después, los porcentajes de cobertura se transformaron aplicando la raíz cuadrada y el arcoseno para normalizar su distribución (McCune y Grace, 2002). Para evaluar si existían diferencias significativas en la composición de las comunidades, entre ambas condiciones, se utilizó un análisis de similitud (ANOSIM) y se utilizaron 999 permutaciones.

Especies indicadoras. Para evaluar si era posible identificar especies asociadas a cada una de las condiciones, se aplicó el método Valor del Indicador (IndVal) propuesto por (Dufrêne y Legendre, 1997). Este método considera dos componentes: la especificidad (A) y la fidelidad (B). La especificidad (A) se refiere al grado de asociación de una especie a una condición particular. En este caso, una especie que solo estuviera presente en sitios conservados tendría una especificidad del 100 % a esa condición. Por otra parte, la fidelidad (B) se refiere al caso donde dada una condición particular (manejado o conservado) se espera la presencia de una especie determinada. Una fidelidad del 100 % se correspondería con el hecho de que en un sitio conservado siempre encontremos la presencia de una especie dada. Ambos componentes fueron expresados en porcentaje de manera independiente. La significancia estadística de cada relación fue evaluada con 999 permutaciones (Dufrêne y Legendre, 1997).

Relación entre ambiente y diversidad de musgos. Se realizó un análisis de correlación múltiple utilizando el coeficiente de correlación de Pearson. Para esto

se calcularon las medias de los datos de las variables a escala local y regional, así como de los valores de diversidad α por sitio. En el caso de las variables a escala local y diversidad α , se calculó la desviación estándar para conocer su variación dentro de los sitios.

Los análisis se realizaron en el programa R versión 3.5.0 (R Core Team, 2018) utilizando los siguientes paquetes: para la estimación de la diversidad α y las curvas de rarefacción/extrapolación se utilizó iNEXT 2.0.14 (Hsieh et al., 2016), para el análisis de diversidad β el paquete BAT (Cardoso et al., 2017), para los análisis NMDS y ANOSIM vegan 2.4-4 (Oksanen et al., 2018), para el IndVal Indicspecies 1.7.1 (De Caceres y Legendre, 2009) y para el análisis de correlación el paquete PerformanceAnalytics (Peterson y Carl, 2018).

Resultados

Diversidad α de musgos. Se colectaron 251 muestras correspondientes a 70 especies incluidas en 51 géneros y 31 familias (Anexo 1). De estas, 50 especies correspondieron a los musgos del suelo y 35 a epífitos. Con base en el estimador de riqueza de especies de Chao 2, la completitud del muestreo estuvo en promedio entre el 50 % y 48 % para musgos del suelo y epífitos respectivamente (Tabla 1).

Se encontró que sitios manejados tienen menor número de especies de musgos del suelo que los sitios conservados. Para el caso de los musgos epífitos, los valores de riqueza son similares entre ambas condiciones (Tabla 1).

| Sitio | Musgos terrestres | | | Musgos epífitos | | |
|-------|-------------------|--------------------------------|-----------------------|-------------------|--------------------------------|-----------------------|
| | Riqueza observada | Riqueza estimada (IC) (Chao 2) | % de spp. registradas | Riqueza observada | Riqueza estimada (IC) (Chao 2) | % de spp. registradas |
| C1 | 17 | 39 (25-78) | 45 | 7 | 18 (10-55) | 39 |
| C2 | 19 | 28 (22-44) | 68 | 11 | 40 (18-123) | 28 |
| C3 | 17 | 49 (28-115) | 35 | 12 | 15 (13-21) | 80 |
| M1 | 10 | 13 (11-20) | 77 | 9 | 13 (10-23) | 69 |
| M2 | 11 | 40 (18-123) | 28 | 11 | 47 (21-150) | 23 |
| M3 | 14 | 28 (18-62) | 50 | 9 | 12 (10-19) | 75 |

Los resultados de la curva R/E, para musgos del suelo, indican que sitios manejados en general tienen una riqueza menor a la de conservados. Sin embargo estas diferencias sólo fueron significativas en el caso del sitio M1. En el caso de los musgos epífitos, un sitio de manejo (M3) y uno de conservación (C1) contrastan al tener una riqueza menor a la de sitios restantes sin embargo, estas diferencias no fueron significativas. Para ambos gremios las tendencias en su riqueza se mantienen al extrapolar las estimaciones a un mayor número de unidades de muestreo (Figura 2).

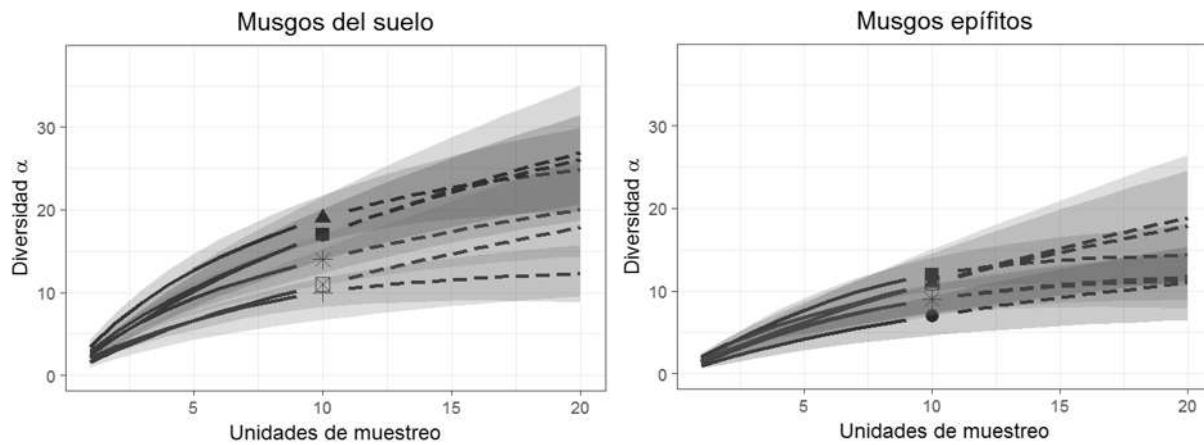


Figura 2. Gráfica de rarefacción con Intrapolación (línea continua)/extrapolación (línea punteada) de la riqueza de especies de musgos terrestres y musgos epífitos. C1 = ●, C2 = ▲, C3 = ■, M1 = +, M2 = X, M3= *.

Diversidad β de musgos dentro y entre condiciones. Dentro de condiciones, para los musgos del suelo en sitios conservados, se calculó una β_{total} entre 71 y 80 %. De esta diversidad, entre 64 y 79 % fue explicada por el reemplazo de especies (β_{repl}) mientras que de 0 a 7 % fue explicada por diferencias en riqueza (β_{rich}). Dentro de sitios manejados el recambio total fue de 69 a 81 %, con 53 a 67 % explicado por β_{repl} y de 6 a 21 % por β_{rich} . De esta manera, en ambas condiciones, la diversidad β_{total} es explicada mayormente por β_{repl} aunque en sitios manejados el porcentaje asociado con β_{rich} es mayor que en sitios conservados (Figura 3).

En el caso de los musgos epífitos, en sitios conservados la β_{total} oscila entre 62 y 85%. De esta, 31 a 80% es explicado por β_{repl} mientras que de 5 a 31% por β_{rich} . En sitios manejados, la β_{total} oscila entre 67 y 100%, donde 53 a 90% es explicado por β_{repl} y 10 a 13 % por β_{rich} . En ambas condiciones, la diversidad β_{total} es explicada mayormente por β_{repl} . En sitios conservados la β_{rich} es mayor que en sitios manejados (Figura 3).

Entre condiciones, la diversidad β_{total} es de 76 y 74% para musgos del suelo y epífitos respectivamente. Para el primer gremio 52% es explicado por β_{repl} mientras que el restante 24% es explicado por β_{rich} . En el caso de los musgos epífitos, la β_{total} es explicada en su totalidad por β_{repl} (Figura 3).

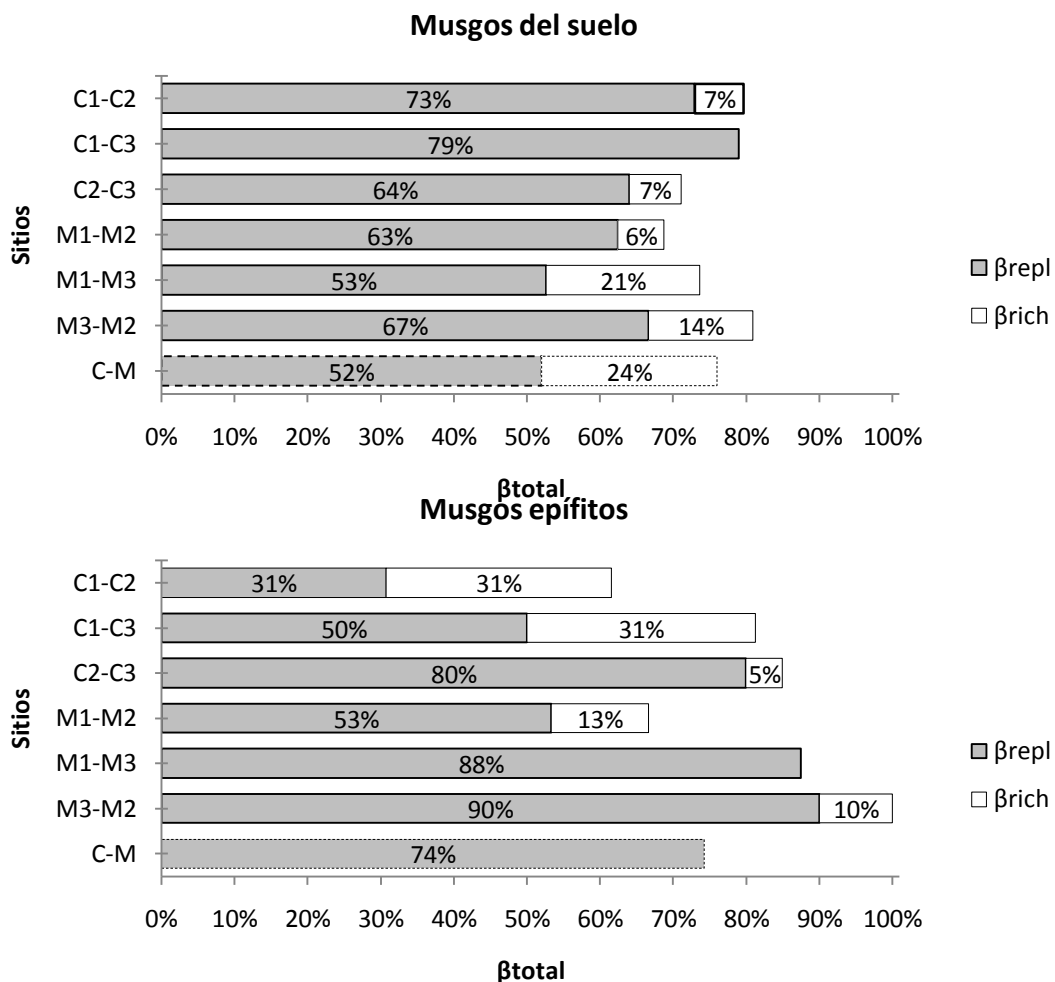


Figura 3. Diversidad beta dentro (borde continuo) y entre (borde punteado) condiciones de musgos del suelo y musgos epífitos.

Composición de la comunidad. Para ambos gremios de musgos, las gráficas rango-abundancia muestran que todos los sitios de ambas condiciones, presentan un gradiente desde especies abundantes hasta poco frecuentes (Figura 4). Gran parte de las especies con mayor abundancia son diferentes entre cada sitio. Este patrón se repite para las especies raras.

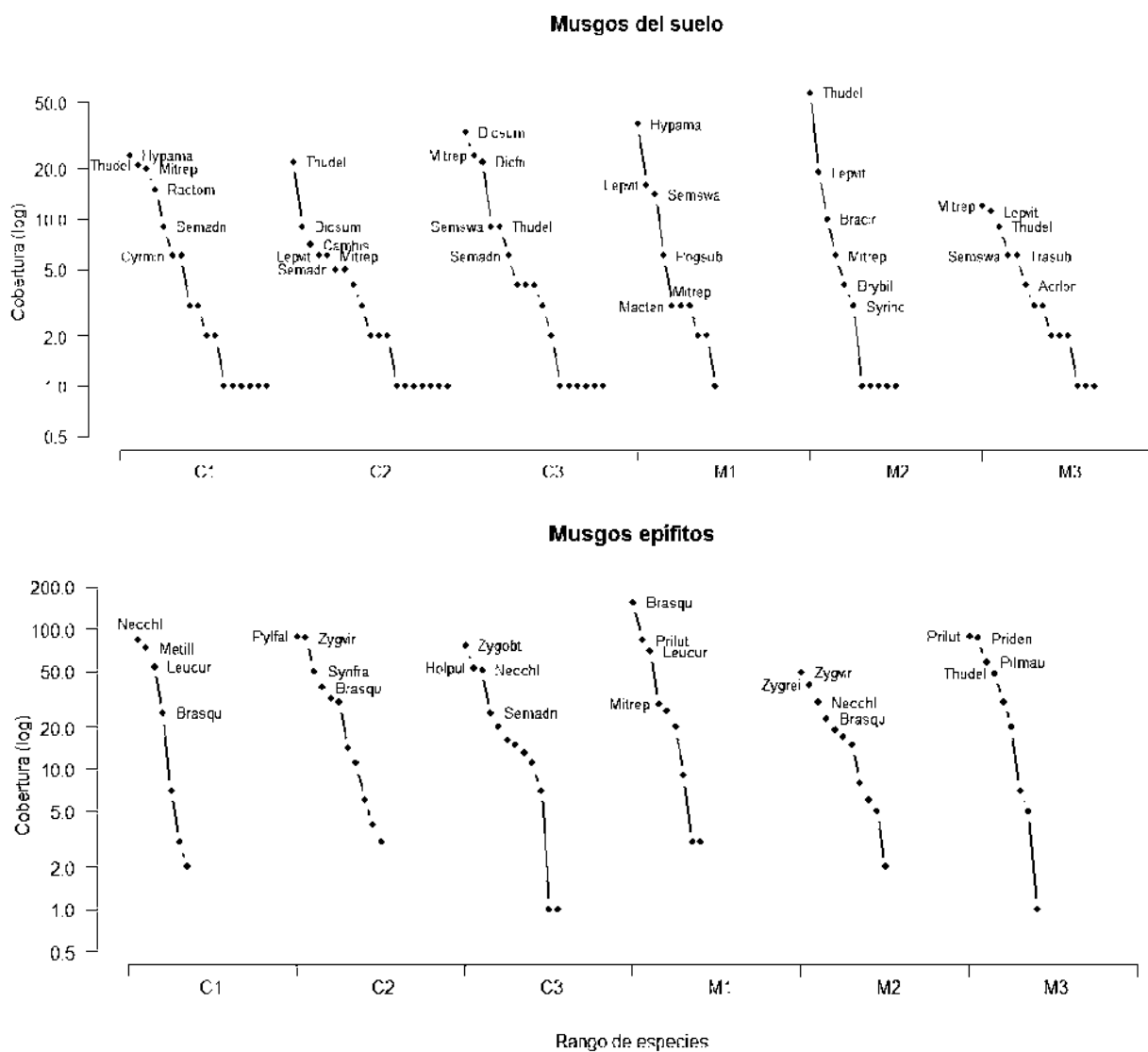


Figura 4. Gráficas rango-abundancia de musgos terrestres y epífitos por sitio y condición. Se muestran las seis especies de musgos del suelo y las cuatro especies de musgos epífitos con mayor cobertura en cada sitio. Los acrónimos corresponden a los nombres de las especies en la Tabla 1.

Los NMDS para los musgos del suelo y epífitos tuvieron una buena configuración (estrés < 0.15) mostrando una superposición de las comunidades de sitios manejados y conservados. El análisis de similaridad para los musgos del suelo indica diferencias significativas entre las comunidades de ambas condiciones (ANOSIM, $R = 0.14$, $p < 0.05$) siendo la de sitios manejados la que presenta una estructura más homogénea. En el caso de los musgos epífitos, no mostraron diferencias significativas entre comunidades (ANOSIM, $R = 0.02$, $p > 0.05$) (Figura 5).

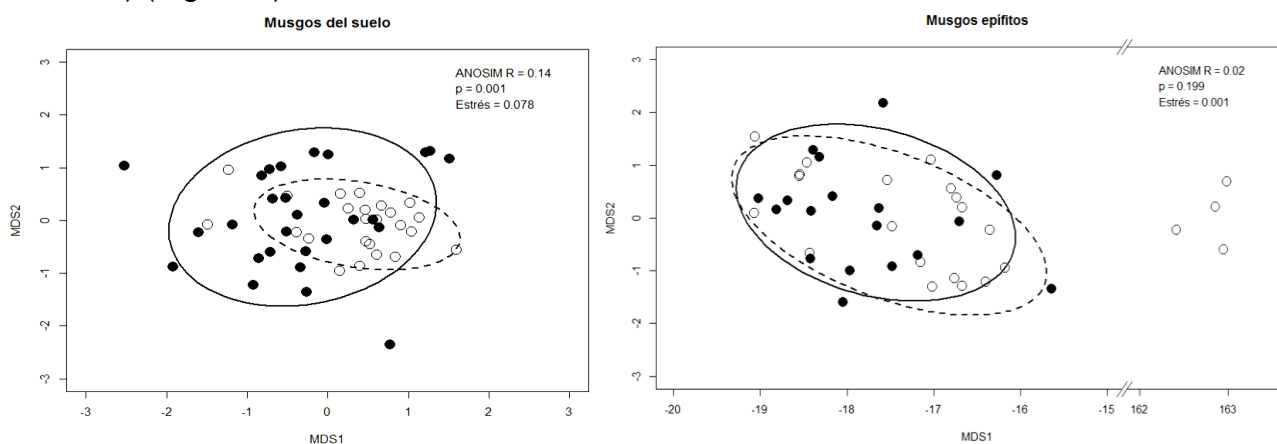


Figura 5. Ordenamiento de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de musgos del suelo y epífitos en sitios manejados (círculos negros huecos y elipse punteada) y conservados (círculos negros sólidos y elipse continua).

Especies indicadoras de sitios de conservación y manejo. El IndVal identifica como especies indicadoras a los musgos terrestres *Dicranum sumichrasti* y *Leptodontium viticulosoides* para sitios de conservación y manejo respectivamente ($p < 0.05$) (Tabla 4). *D. sumichrasti* es un indicador de sitios conservados por su alta especificidad ($A = 100\%$) aunque baja fidelidad ($B = 30\%$). Por otro lado, *L. viticulosoides*, es indicador de sitios bajo manejo por su alta especificidad ($A = 84\%$) y fidelidad intermedia ($B = 53\%$). En el caso de los musgos epífitos, no se encontraron especies indicadoras.

| Tabla 5. Especies indicadoras sugeridas para cada condición utilizando IndVal. | | | | |
|--|--------------------------|-------------------|---------------|-------|
| Condición | Especie indicadora | Especificidad (A) | Fidelidad (B) | p |
| Conservación | <i>D. sumichrasti</i> | 100% | 30% | 0.004 |
| Manejo | <i>L. viticulosoides</i> | 84% | 53% | 0.002 |

Influencia del ambiente sobre la diversidad de musgos. De las variables analizados solo se encontró una correlación positiva entre la variación entre sitios de la diversidad α musgos epífitos y la variación de la luz ($r = 0.83$, $p < 0.05$) (Figura 6) (Anexo 2).

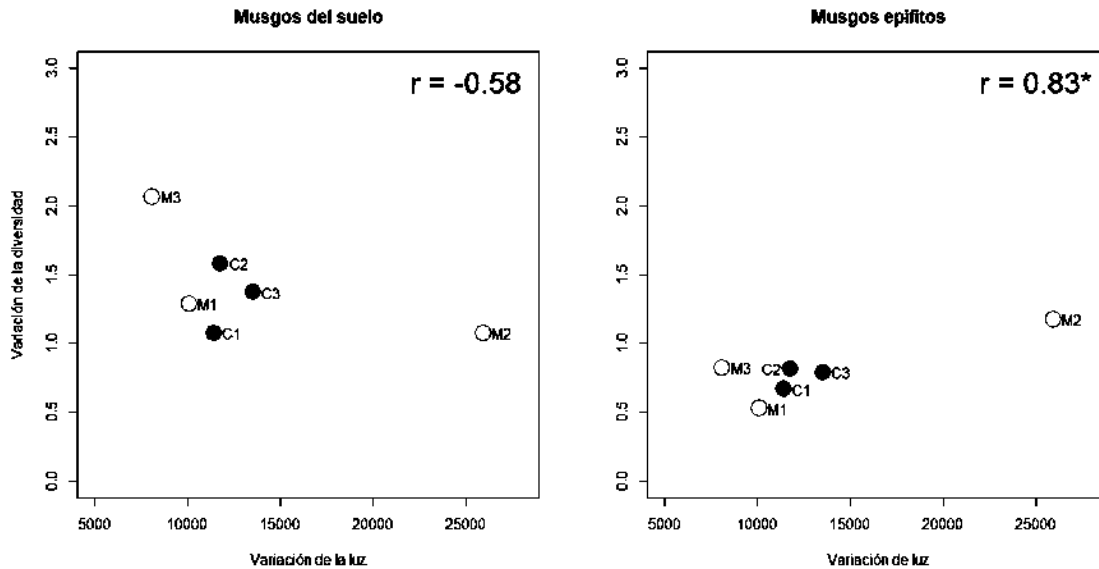


Figura 6. Correlación entre la diversidad α de musgos del suelo y epífitos y la variación de la luz.

Discusión

Diversidad de musgos en sitios manejados y conservados. La tala selectiva de bajo impacto es un sistema de manejo forestal que busca tener el menor efecto sobre la riqueza de especies (Chaudhary et al., 2016). En este trabajo se muestra que los efectos de este sistema pueden ser diferentes para musgos del suelo y epífitos en la misma área, pero en general parece ser compatible con el mantenimiento de una riqueza de especies relativamente alta, similar a la de sitios conservados.

Nuestra primera predicción no se cumplió para ambos gremios de musgos ya que sitios manejados tienen una riqueza similar a sitios de conservación. En el caso de los musgos del suelo, solo uno de los sitios de manejo (M1) tuvo una diversidad α significativamente menor a la de los sitios conservados. El que esta diversidad α fuera más baja que la de los otros sitios de manejo puede deberse a

que esta localidad presentó una mayor extensión de extracción de madera teniendo así un mayor impacto. La disminución en la diversidad α de musgos debida al manejo ha sido reportada en otros trabajos aunque para regímenes forestales como la tala rasa (Åström et al., 2005; Odor y Standovar, 2001) y la tala selectiva (Vellack y Ingerpuu, 2005). En todos los casos, las diferencias en diversidad se atribuyen a la modificación de las condiciones del microhábitat provocadas por el manejo. En el caso de los musgos epífitos, la diversidad α es similar en ambas condiciones. Esto puede deberse a que los árboles de *Quercus* mantenidos en las áreas de aprovechamiento proveen un hábitat similarmente adecuado para este gremio (Söderström, 1988). En este sentido, ya que los puntos de aprovechamiento forman pequeñas zonas de perturbación (Chaudhary et al., 2016) en comparación con las extensiones de bosque circundantes, la continuidad de estos árboles puede permitir conservar una diversidad α de musgos similar a la de sitios conservados (Go y Paltto, 2008; Ódor et al., 2014;). Es importante mencionar que a pesar que la completitud del inventario de la diversidad α para ambos gremios fue baja a intermedia, las extrapolaciones permiten conocer las semejanzas o diferencias entre sitios manejados y conservados al incrementar el número de muestras y acercarse a un inventario completo.

Contrario a nuestra segunda predicción, la diversidad β total de ambos gremios de musgos es más alta dentro que entre condiciones lo que sugiere por un lado una mayor similitud entre condiciones, y por otro, una alta diversidad β a escala regional. Para los musgos del suelo el recambio de especies dentro de condiciones puede estar influenciado por la heterogeneidad de variables microambientales de cada sitio a nivel del suelo (Chen et al., 2017; Fenton et al., 2003; Richards, 1984; Söderström, 2006) No obstante, las diferencias en riqueza (β rich) son mayores en sitios manejados que en conservados. De esta manera, casi un tercio de la β total entre condiciones es explicado por la β rich producto de la disminución en la riqueza en sitios manejados. Para los musgos epífitos, su β total dentro de condiciones se debe a la alta riqueza de musgos albergada en los árboles de *Quercus* en cada sitio (Herrera-Paniagua et al., 2017). Con respecto a

esto, en sitios conservados, cuando el sitio C3 con mayor riqueza es contrastado la β total se incrementa. Así mismo, en sitios manejados, cuando el sitio M3 se contrasta, la β total está cerca del 100%. En ambos casos, estos valores indican que la mayoría de las especies en esos sitios son únicas.

Estructura y composición de las comunidades de musgos del suelo y epífitos en sitios manejados y conservados. Nuestra tercera predicción se cumplió parcialmente para los musgos del suelo mientras que para los epífitos no. Con base al análisis de rango abundancia, para ambos gremios de musgos, las especies con mayor y menor abundancia son diferentes en cada sitio, lo que está relacionado con el alto recambio de especies, y en el caso de los musgos del suelo, con la disminución de su diversidad α . A pesar de esto, existen especies comunes de ambos gremios en ambas condiciones. En el suelo del bosque estas especies son *Braunia squarrolosa*, *Bryum billardierii*, *Hypnum amabile*, *Mittenothamnium reptans*, *Sematophyllum swartzii*, *Thuidium delicatulum*, *Trichostomum brachydontium* y *Zygodon ehrenbergii*. Estos resultados concuerdan con los géneros comunes para pinares reportados por Delgadillo (com. pers. en Rzedowski y Huerta, 1994). En el caso de los musgos epífitos, especies comunes son *Holomitrium pulchellum*, *Leptodontium viticulosoides*, *Leucodon curvirostris*, *Neckera chlorocaulis* y *Zygodon viridissimus*. Por otro lado, el NMDS y el ANOSIM permiten una interpretación más robusta de la similaridad de las comunidades de ambos gremios de musgos en ambas condiciones. El ANOSIM demostró que las comunidades son muy similares para musgos del suelo y epífitos. Sin embargo, las diferencias significativas entre las comunidades en musgos del suelo se deben a un ensamble más homogéneo de especies en sitios manejados. Lo anterior puede ser resultado de la disminución en la diversidad α en la que sólo se presentan las especies con mayor tolerancia a la perturbación (Shields et al., 2007). Por otro lado, la composición de las comunidades de musgos epífitos es similar entre condiciones, lo que está relacionado con el mantenimiento de factores previamente discutidos relacionados con su diversidad y las resiliencia de las poblaciones (Romero, 1999). Cabe señalar que existen algunos cuadrantes de muestreo en el NMDS alejados del resto. Esto se debe a

que estas unidades de muestreo presentan una composición de especies diferente a los de sitios manejados o conservados. De esta manera, este sistema de manejo es compatible con mantener gran parte de la estructura de la comunidad de musgos del suelo y una estructura similar de la comunidad de musgos epífitos. Estos resultados contrastan con lo reportado para otros sistemas de manejo como la cosecha de árboles (Tullus et al., 2018), tala rasa (Fenton et al., 2003) o el sistema de retención de árboles (Oldén et al., 2014) donde sitios manejados puede tener una riqueza similar a sitios conservados pero donde la composición de sus comunidades es diferente.

Especies indicadoras de sitios manejados y conservados. Nuestra cuarta predicción solo se cumplió para los musgos del suelo siendo propuestas como especies indicadoras *D. sumichrastii* para sitios conservados y *L. viticulosoides* para sitios bajo manejo. De acuerdo con Rovere y Calabrese (2011) y Zander (1993) estos musgos han sido documentados para sitios conservados y perturbados respectivamente. Poseen características como el tamaño de sus tallos de hasta 6 cm cada uno, así como sus formas de crecimiento formando matas (Sharp et al., 1994) que pueden facilitar su determinación en campo y por tanto su uso como especies indicadoras. Sin embargo, en el caso de *L. viticulosoides*, ya que también se presenta como un musgo epífito común en ambas condiciones, sería un buen indicador solo cuando se presente en el suelo del bosque. Al mismo tiempo, esta especie es común en sitios abiertos (Gradstein et al., 2001) no necesariamente vinculados al manejo. En el caso de *D. sumichrastii*, se asocia a condiciones sombreadas y parcialmente abiertas (Gradstein et al., 2001) características de los sitios conservados y considerando su alto porcentaje de especificidad resulta un buen indicador de esta condición. Para los musgos epífitos, ya que el manejo forestal no tuvo un efecto significativo en sus comunidades no se obtuvieron especies asociadas a alguna condición.

Influencia del ambiente sobre la diversidad y estructura de la comunidad de musgos en sitios manejados y conservados. Con respecto a nuestra última predicción, esta se cumplió para ambos gremios de musgos. Para los musgos del

suelo, ya que la disminución de diversidad α no estuvo relacionada con alguna de las variables ambientales analizadas, el impacto del manejo pudo haber afectado otras variables no evaluadas en este estudio. Una de estas pudo haber sido la humedad la cual está relacionada con la disminución de la calidad de microhábitats como la madera muerta (Márialigeti et al., 2009) y por consiguiente con la disminución de la diversidad de musgos que depende de este sustrato. En este sentido, otro factor que pudo haber sido afectado por el manejo es la disponibilidad de microhábitats como madera en descomposición, montículos, suelo y humus que están relacionadas positivamente con la diversidad de briofitas en el suelo del bosque (Chen et al., 2017; Kimmerer, 2005; Márialigeti et al., 2009; Raabe et al., 2010). Para los musgos epífitos, los resultados indican que la variación de su diversidad está relacionada positivamente con el incremento de la variación de la luz a lo largo del día. Esto puede explicarse primero, por la mayor apertura de dosel debido a una perturbación (Runkle, 1985) en sitios manejados y por la afinidad de las briofitas epífitas por la luz (Vanderpoorten y Engels, 2004). De la misma manera, la falta de correlación con otras variables a escala local puede ser un indicativo de la continuidad del microclima (e.g., temperatura) (Ódor et al., 2014) en sitios manejados en este estrato del bosque.

Implicaciones para el manejo. De manera general, este estudio demuestra que el sistema de tala selectiva de bajo impacto puede contribuir a mantener la diversidad y estructura de la comunidad de musgos. En consecuencia, para conservar la diversidad musgos del suelo en sitios bajo manejo, se sugiere desarrollar estrategias para mantener características microambientales y la heterogeneidad de sustratos (Márialigeti et al., 2009). Para musgos epífitos, se recomienda continuar con la conservación de árboles hospederos (Mcgee y Kimmerer, 2002) como los de *Quercus* en los sitios de manejo. Con respecto a las especies indicadoras sugeridas, trabajos futuros que permitan conocer sus límites de tolerancia podrán evaluar su utilidad y facilitarán la integración de briofitas en planes de monitoreo forestal.

Finalmente, aunque el sistema de tala selectiva de bajo impacto parece ayudar a la conservación de gran parte de la diversidad de musgos del suelo y epífitos, se recomienda desarrollar otros estudios que permitan conocer si este tipo de manejo también puede mantener, por ejemplo, la biomasa de las poblaciones, así como el desarrollo de procesos como el almacenamiento de agua en los que participan estas plantas. De la misma manera, el estudio de otros grupos biológicos poco estudiados bajo este régimen de manejo podrá contribuir a un mejor conocimiento sobre los efectos de un sistema de manejo forestal que promete ser compatible con la conservación de la biodiversidad.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo demuestran que la tala selectiva de impacto reducido puede tener efectos distintos para musgos del suelo y epífitos. Para los primeros, puede disminuir su diversidad α y modificar parte de la estructura de su comunidad. Por otra parte, esta técnica permite conservar la diversidad y la estructura de la comunidad de musgos epífitos. Por esta razón, en el contexto del manejo forestal sustentable, este trabajo provee evidencia sobre la importancia de implementar técnicas de explotación con un impacto ambiental reducido sobre la biodiversidad. También, destaca la importancia de evaluar diferentes gremios dentro de un grupo taxonómico para obtener un mayor conocimiento sobre los impactos de la actividad forestal. En este caso, este conocimiento comprende el mantener condiciones microambientales y la preservación de sustratos (e.g. *Quercus*) que contribuyan a la conservación de musgos. Finalmente, este trabajo contribuye al conocimiento de la flora de una región prioritaria para la conservación en México y a mejorar el conocimiento de un grupo de plantas poco estudiado desde la perspectiva ecológica en el país.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo gracias al financiamiento otorgado al primer autor por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de beca 595991), al programa The Sigma Xi Grant-in-Aid of Research (ID

G201603152071095) y al proyecto 180790 de SEP-CONACYT “Manejo forestal Comunitario y Sustentabilidad”, así como por el apoyo otorgado a Eduardo Mendoza por parte de Red PRODEP: “Conservación de la biodiversidad en ambientes antropizados”. Agradecemos al Dr. Bruce Allen por brindarnos material bibliográfico para la determinación de ejemplares así como a Jesús López Santiago y Violeta Saraí Jiménez Hernández por su apoyo en el trabajo de campo. Finalmente agradecemos a las comunidades de las Sierra Juárez por habernos permitido desarrollar este trabajo en sus bosques.

Referencias

- Alfonso-Corrado, C., Campos-Contreras, J., Sánchez-García, G., Monsalvo-Reyes, A., Clark-Tapia, R., 2014. Manejo forestal y diversidad genética de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl, & Cham, en Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques* 20, 11–22.
- Allen, B.H., 2010. Moss Flora of Central America. Part 3. Anomodontaceae-Symphodontaceae. Missouri Botanical Garden., Missouri.
- Allen, B.H., 2002. Moss flora of Central America. Part 2. Encalyptaceae-Orthotrichaceae. Missouri Botanical Garden., Missouri.
- Allen, B.H., 1994. Moss flora of Central America. Part 1. Sphagnaceae-Calymperaceae. Missouri Botanical Garden., Missouri.
- Álvarez, S., Rubio, A., 2013. Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México): Aplicación del modelo CO2FIX v. 3.2. *Ser. Ciencias For. y del Ambient.* 19, 125–137. <https://doi.org/10.5154/r.rchsca.2012.01.005>
- Bawa, K.S., Seidler, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conserv. Biol.* 12, 46–55. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.96480.x>
- Benavides, J.C., Sastre de Jesús, I., 2009. Digitized images provide more accuracy and efficiency to estimate bryophyte cover. *Bryologist* 112, 12–18. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1639/0007-2745-112.1.12>
- Bray, D.B., 1991. The Struggle for the Forest: Conservation and Development in the Sierra Juarez. *Grassroots Dev.* 15, 12–25.
- Bray, D.B., Merino, P.L., Barry, D., 2007. El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México, Primera. ed, Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., Florida International University, México Distrito Federal.

- Buck, W.R., 1998. *Pleurocarpous Mosses of West Indies*. New York Botanical Garden., New York.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C., 2017. BAT: Biodiversity Assessment Tools.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Gomes, P., 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- Chapela, F., 2007. El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca, in: Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Barry, D. (Eds.), *Los Bosques Comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute, México Distrito Federal, pp. 123–145.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness : Global Meta- Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific reports* 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Chen, Y., Niu, S., Li, P., Jia, H., Wang, H., Ye, Y., Silva, J.B., 2017. Stand Structure and Substrate Diversity as Two Major Drivers for Bryophyte Distribution in a Temperate Montane Ecosystem. *Front. Plant Sci.* 8, 1–11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00874>
- De Caceres, M., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574.
- Delgadillo, M.C., 2010. LATMOSS 2010. LATMOSS 2010. URL <http://www.ibiologia.unam.mx/briologia/> (accessed 9.30.18).
- Delgadillo, M.C., 1986. Briofitas, in: Lot, A., Chiang, F. (Eds.), *Manual de Herbario. Administración y Manejo de Colecciones, Técnicas de Recolección y Preparación de Ejemplares Botánicos*. Consejo Nacional de la Flora de México A. C., México Distrito Federal, pp. 77–82.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species: the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAASTJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAASTJ]2.0.CO;2)
- Feinsinger, P., 2001. *Designing field studies for biodiversity conservation*. The Nature Conservancy and Island Press., Washington.
- Fenton, N.J., Frego, K.A., Sims, M.R., 2003. Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. *Can. J. Bot.* 81, 714–731. <https://doi.org/10.1139/B03-063>
- Gil-Novoa, J.E., Morales-Puentes, M.E., 2014. Vertical stratification of epiphytic bryophytes found on *Quercus humboldtii* (Fagaceae) from Boyacá, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 62, 719–727.

- Glime, J.M., 2017. *Bryophyte Ecology, Volume 2: Bryological Interaction*. Michigan Technological University and the International Association of Bryologists., Michigan. <https://doi.org/http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/>
- Gradstein, S.R., Nadkarni, N.M., Kromer, T., Holz, I., Noske, N., 2003. A Protocol for Rapid and Representative Sampling of Vascular and Non-Vascular Epiphyte Diversity of Tropical Rain Forest. *Selbyana* 24, 105–111. <https://doi.org/10.2307/41750962>
- Gradstein, S.R., Salazar-Allen, N., Churchill, S.P., 2001. *Guide to the Bryophytes of Tropical America*. The New York Botanical Garden Press, New York.
- Grulke, M., del Valle, P., Calo, I., Merger, E., Pawlowski, G. and Wittmann, N., 2016. Sustainable natural forest management in the tropics: Best practices and investment opportunities for large scale forestry. UNIQUE forestry and land use GmbH, Freiburg.
- Günter, S., Weber, M., Stimm, B., Mosandl, R., 2011. *Silviculture in the Tropics*. Springer, Freising, Germany.
- Herrera-Paniagua, P., Martínez, M., Hernández-Sandoval, L., García-franco, J., 2017. Epiphytic Mosses in the Humid Mountain Forests of the Sierra Madre Oriental, Mexico - Species Richness, Rarity and Composition. *Cryptogam. Bryol.* 38, 171–190. <https://doi.org/10.7872/cryb/v38.iss2.2017.171>
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- INEGI, 2015. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie V (continuo nacional). *Uso suelo y Veg.* URL http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/edafologia/vectorial_serieii.aspx (accessed 3.14.17).
- Ireland, R.R., Buck, W.R., 2009. *Some Latin American A Chronology of Middle Missouri Plains Genera of Hymenoptera (Musci)*. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington.
- Lieffers, V.J., Messier, C., Burton, P.J., Ruel, J.-C., Grover, B.E., 2003. Natural-based silviculture for sustaining a variety of boreal forest values., in: Burton, P.J., M., C., Smith, D.W., Adamowicz, W.L. (Eds.), *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. NRC Research Press, Ottawa, pp. 481–530.
- Ljungman, C. L. S., Martin, R. M., & Whiteman, A., 1999. Beyond sustainable forest management: opportunities and challenges for improving forest management in the next millennium. *FAO Policy and Planning Division.*, Rome.
- MacGregor-Fors, I., Payton, M.E., 2013. Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS One* 8, 8–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>
- Márialigeti, S., Németh, B., Tinya, F., Ódor, P., 2009. The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. *Biodivers. Conserv.* 18, 2223–

2241. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9586-6>

- McCune, B., Grace, J.B., 2002. Non-Metric Multidimensional Scaling (MDS), in: *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Oregon, pp. 125–142. <https://doi.org/10.1177/0272989X07302131>
- Mcgee, G.G., Kimmerer, R.W., 2002. Forest age and management effects on epiphytic bryophyte communities in Adirondack northern hardwood forests, New York , U . S . A . 1996, 1562–1576. <https://doi.org/10.1139/X02-083>
- Montagnini, F., Jordan, C.F., 2005. *Tropical Forest Ecology: The Basis for Conservation and Management*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Ódor, P., Király, I., Tinya, F., Bortignon, F., Nascimbene, J., 2014. Reprint of: Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 321, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.035>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2018. *vegan: Community Ecology Package*.
- Oldén, A., Ovaskainen, O., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Halme, P., 2014. Bryophyte species richness on retention aspens recovers in time but community structure does not. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093786>
- Ortiz-Pérez, M.A., Hernández-Santana, J. R. Figueroa-Mah-Eng, J.M., 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico, in: García-Mendoza, A.J., Ordoñez, M.J., Briones-Salas, M. (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund, México Distrito Federal, pp. 43–54.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., SebastiÀ, M.T., Schmidt, W., Standovár, T., TÓthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2009. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24, 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Paltto, H., Nordén, B., Götmark, F., 2008. Partial cutting as a conservation alternative for oak (*Quercus* spp.) forest - Response of bryophytes and lichens on dead wood. *For. Ecol. Manage.* 256, 536–547. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.045>
- Peterson, B.G., Carl, P., 2018. *PerformanceAnalytics: Econometric tools for performance and risk analysis*.
- Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.* 256, 1427–1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Pe, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P.,

- Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>
- QGIS Development Team, 2016. QGIS Geographic Information System.
- R Core Team., 2018. R: A language and environment for statistical computing.
- Rainforest Alliance, 2006. Resumen Público de Certificación Comunidad Ixtlan de Juarez. Rainforest Alliance, New York.
- Rainforest Alliance, 1996. Resumen Público de Certificación de Union de Productores Forestales Zapotecas-Chinantecas de la Sierra de Juárez de R.I. (UZACHI). Rainforest Alliance, New York.
- Rodríguez, R. V., 2014. Distribución, riqueza y composición química de agallas en dos bosques templados: uso potencial como indicadores ecológicos. Universidad de la Sierra Juárez.
- Romero, C. (1999). Reduced-impact logging effects on commercial non-vascular pendant epiphyte biomass in a tropical montane forest in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 118(1–3), 117–125. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00492-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00492-7)
- Rovere, A.E., Calabrese, G.M., 2011. Diversidad de musgos en ambientes degradados sujetos a restauración en el Parque Nacional Lago Puelo (Chubut, Argentina). *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84, 571–580. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000400009>
- Ruiz-Aquino, F., Valdez-Hernández, J.I., Romero-Manzanares, A., Manzano-Méndez, F., Fuentes-López, M.E., 2015. Spatial distribution of two oak species and ecological attributes of pine-oak woodlands from Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* XXI, 67–80. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.05.023>
- Runkle, J.R., 1985. Disturbance regimes in temperate forests., in: S.T.A. Pickett and P.S. White (Ed.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press INC., London, pp. 17–33.
- Rzedowski, J., Huerta, L., 1994. *Vegetación de México*, No. QK211. ed. México: Limusa, Noriega Editores, México Distrito Federal.
- Sharp, A.J., Crum, H., Eckel, P.M., 1994. *The Moss Flora of Mexico*. New York Botanical Garden., New York.
- Shields, J.M., Webster, C.R., Glime, J.M., 2007. Bryophyte community response to silvicultural opening size in a managed northern hardwood forest. *For. Ecol. Manage.* 252, 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.048>
- Smith, D.M., 1986. *The Practice of silviculture*. John Wiley & Sons, New York.
- Snäll, T., Ehrlén, J., Rydin, H., 2005. Colonization-extinction dynamics of an epiphyte metapopulation in a dynamic landscape. *Ecology* 86, 106–115.

- Söderström, L., 2006. Conservation Biology of Bryophytes. *Lindbergia* 31, 24–32.
- Söderström, L., 1988. The Occurrence of Epixylic Bryophyte and Lichen Species in an Old Natural and a Managed Forest Stand in Northeast Sweden. *Biol. Conserv.* 45, 169–178.
- Torres-Colín, R., 2004. Tipos de vegetación., in: García-Mendoza, A.J., Ordoñez, M.J., Briones-Salas, M. (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund, México Distrito Federal, pp. 105–117.
- Tullus, T., Rosenvald, R., Leis, M., Löhmus, P., 2018. Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: Distinct assemblages with richness comparable to mature forests. *For. Ecol. Manage.* 411, 67–74.
- Vanderpoorten, A., Engels, P., 2004. Trends in diversity and abundance of obligate epiphytic bryophytes in a highly managed landscape. *Ecography (Cop.)*. 5, 567–576.
- Vanderpoorten, A., Goffinet, B., 2009. *Introduction to Bryophyte Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vanderpoorten, A., Hallingbäck, T., 2009. Conservation biology of bryophytes., in: Goffinet, B., Shaw, A.J. (Eds.), *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 487–533.
- Zander, R., 1993. *Genera of the Pottiaceae: mosses of harsh environments*. The Buffalo Society of Natural Sciences, New York.

ANEXO 1. Listados de especies de musgos en áreas de conservación y manejo en la Sierra Juárez, Oaxaca.

| Acrónimo | Familias y especies | Sitios | | | | | |
|-------------------------|--|--------|----|----|----|------|----|
| | | C1 | C2 | C3 | M1 | M2 | M3 |
| Amblystegiaceae | | | | | | | |
| Anacom | <i>Anacamptodon compactus</i> (Thér.) W.R. Buck | | E | | | | |
| Camhis | <i>Campylium hispidulum</i> (Brid.) Mitt. | S | S | | | | |
| Hygrob | <i>Hygrohypnum robinsonii</i> H.A. Crum | E | | | | | |
| Brachytheciaceae | | | | | | | |
| Aercap | <i>Aerolindigia capillacea</i> (Hornsch.) M. Menzel | | | | | E | |
| Braoxy | <i>Brachythecium oxycladon</i> (Brid.) A. Jaeger | | S | | | | |
| Bracir | <i>Brachythecium cirriphyloides</i> K.D. McFarland | | | | | S | |
| Brarud | <i>Brachythecium ruderale</i> (Brid.) W.R. Buck | | SE | | | | |
| Bryaceae | | | | | | | |
| Brasys | <i>Brachymenium systylium</i> (Müll. Hal.) A. Jaeger | | | E | | | |
| Brybil | <i>Bryum billardieri</i> Schwägr. | | SE | S | | S | |
| Rhohui | <i>Rhodobryum huillense</i> (Welw. & Duby) Touw | | | | | S | |
| Calymperaceae | | | | | | | |
| Syrinc | <i>Syrrhopodon incompletus</i> Schwägr. | | | | | S | |
| Daltoniaceae | | | | | | | |
| Adebog | <i>Adelothecium bogotense</i> (Hampe) Mitt. | | | | | E | |
| Dicranaceae | | | | | | | |
| Dic1 | Dicranaceae 1 | | | S | | | |
| Dicfrig | <i>Dicranum frigidum</i> Müll. Hal. | | | S | | | |
| Dicsco | <i>Dicranum scoparium</i> Hedw. | | | | | S | |
| Dicsum | <i>Dicranum sumichrastii</i> Duby | | S | S | | | |
| Holarb | <i>Holomitrium arboreum</i> Mitt. | | S | | | | |
| Holpul | <i>Holomitrium pulchellum</i> Mitt. | S | | SE | E | | |
| Entodontaceae | | | | | | | |
| Entbey | <i>Entodon beyrichii</i> (Schwägr.) Müll. Hal. | S | | | | | |
| Erylon | <i>Erythrodontium longisetum</i> (Hook.) Paris | | E | S | | | |
| Fissidentaceae | | | | | | | |
| Fiscri | <i>Fissidens crispus</i> Mont. | S | | | | | |
| Fisele | <i>Fissidens elegans</i> Brid. | S | | | | | |
| Hedwigiaceae | | | | | | | |
| Brasqu | <i>Braunia squarrosa</i> (Hampe) Müll. Hal. | SE | SE | E | SE | SE | |
| Hypnaceae | | | | | | | |
| Hercyl | <i>Herzogiella cylindricarpa</i> (Cardot) Z. Iwats. | S | | | | SE | |
| Homsha | <i>Homomallium sharpii</i> Ando & Higuchi | | | | | S | |
| Hypama | <i>Hypnum amabile</i> (Mitt.) Hampe | S | | | S | | |
| Hypcup | <i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. | | S | | | | |
| Mitrep | <i>Mittenothamnium reptans</i> (Hedw.) Cardot | S | S | S | SE | S SE | |

| | | | | | | | |
|---------------------------|---|---|----|----|---|----|----|
| Pylfal | <i>Pylaisia falcata</i> Schimp. | E | E | | | E | |
| Lembophyllaceae | | | | | | | |
| Pilfle | <i>Pilotrichella flexilis</i> (Hedw.) Ångstr. | | | | | | S |
| Pilmau | <i>Pilotrichella mauiensis</i> (Sull.) A. Jaeger | | | | | | SE |
| Leskeaceae | | | | | | | |
| Hapang | <i>Haplocladium angustifolium</i> (Hampe & Müll. Hal.) Broth. | | | S | | | |
| Leucodontaceae | | | | | | | |
| Leucur | <i>Leucodon curvirostris</i> Hampe | E | | | E | E | |
| Meteoriaceae | | | | | | | |
| Metill | <i>Meteorium illecebrum</i> Sull. | E | E | | | | |
| Mniaceae | | | | | | | |
| Plaros | <i>Plagiomnium rostratum</i> (Schrad.) T.J. Kop. | | | | S | | |
| Neckeraceae | | | | | | | |
| Necchl | <i>Neckera chlorocaulis</i> Müll. Hal. | E | SE | SE | E | E | |
| Necehr | <i>Neckera ehrenbergii</i> Müll. Hal. | | | | | E | |
| Porlon | <i>Porotrichum longirostre</i> (Hook.) Mitt. | | | | | | E |
| Orthotrichaceae | | | | | | | |
| Macten | <i>Macrocoma tenuis</i> (Hook. & Grev.) Vitt | | S | | S | | S |
| Macgua | <i>Macromitrium guatemalense</i> Müll. Hal. | | | E | | | |
| Macsha | <i>Macromitrium sharpii</i> H.A. Crum ex Vitt | | | E | E | E | |
| Orthor | <i>Orthotrichum hortoniae</i> Vitt | | | S | | | |
| Zygehr | <i>Zygodon ehrenbergii</i> Müll. Hal. | | S | | E | | S |
| Zyglie | <i>Zygodon liebmannii</i> Schimp. | | E | | | | |
| Zygobt | <i>Zygodon obtusifolius</i> Hook. | | | E | | | |
| Zygrei | <i>Zygodon reinwardtii</i> (Hornsch.) A. Braun | | | | | | E |
| Zygvir | <i>Zygodon viridissimus</i> (Dicks.) Brid. | E | E | SE | E | E | |
| Pilotrichaceae | | | | | | | |
| Trasub | <i>Trachyphium subfalcata</i> (Hampe) W.R. Buck | | | | | | S |
| Polytrichaceae | | | | | | | |
| Pogsub | <i>Pogonatum subflexuosum</i> (Lorentz) Broth. | | | | | S | |
| Poljun | <i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw. | | | | S | | |
| Pottiaceae | | | | | | | |
| Hyoinv | <i>Hyophila involuta</i> (Hook.) A. Jaeger | S | | | | | |
| Lepvit | <i>Leptodontium viticulosoides</i> (P. Beauv.) Wijk & Margad. | | S | SE | S | SE | S |
| Synfra | <i>Syntrichia fragilis</i> (Taylor) Ochyra | | E | | | | |
| Timano | <i>Timmiella anomala</i> (Bruch & Schimp.) Limpr. | | S | | | | |
| Tibra | <i>Trichostomum brachyodontium</i> Bruch | S | | | S | | |
| Triten | <i>Trichostomum tenuirostre</i> (Hook. & Taylor) Lindb. | | | | E | | |
| Prionodontaceae | | | | | | | |
| Priden | <i>Prionodon densus</i> (Sw. ex Hedw.) Müll. Hal. | | | | | | E |
| Prilut | <i>Prionodon luteovirens</i> (Taylor) Mitt. | | | | E | | SE |
| Pylaisiadelphaceae | | | | | | | |
| Hetaff | <i>Heterophyllum affine</i> (Hook. in Kunth) Fleisch. | | | | | | S |

| | | | | | | | | | |
|--------|---|---|---|----|---|---|---|---|----|
| | Racopilaceae | | | | | | | | |
| Ractom | <i>Racopilum tomentosum</i> (Hedw.) Brid. | S | | | | | | | |
| | Rhabdoweisiaceae | | | | | | | | |
| Symvag | <i>Symblepharis vaginata</i> (Hook.) Wijk & Margad. | | S | | | | | | |
| | Rhizogoniaceae | | | | | | | | |
| Pyrspi | <i>Pyrrhobryum spiniforme</i> (Hedw.) Mitt. | | | | | | | | S |
| | Rigodiaceae | | | | | | | | |
| Rigtox | <i>Rigodium toxarion</i> (Schwägr.) A. Jaeger | | | | | | | | E |
| | Sematophyllaceae | | | | | | | | |
| Aclon | <i>Acroporium longirostre</i> (Brid.) W.R. Buck | | | | | | | | S |
| Semadn | <i>Sematophyllum adnatum</i> (Michx.) E. Britton | S | S | SE | | | | | SE |
| Semswa | <i>Sematophyllum swartzii</i> (Schwägr.) W.H. Welch & H.A. Crum | S | | S | S | S | S | S | S |
| | Thuidiaceae | | | | | | | | |
| Cyrmin | <i>Cyrto-hypnum minutulum</i> (Hedw.) W.R. Buck & H.A. Crum | S | S | S | | | | | |
| Cyrsch | <i>Cyrto-hypnum schistocalyx</i> (Müll. Hal.) W.R. Buck & H.A. Crum | | | | E | | | | |
| Cyrsha | <i>Cyrto-hypnum sharpii</i> (H.A. Crum) W.R. Buck & H.A. Crum | S | | | | | | | |
| Thudel | <i>Thuidium delicatulum</i> (Hedw.) Schimp. | S | S | S | S | S | S | S | SE |

La presencia de las especies en cada uno de las localidades se expresa con una S para los musgos que fueron colectados en el suelo, E para los colectados en *Quercus* y TE para aquellas especies que se presentaron en ambos muestreos.

ANEXO 2. Valores del análisis de correlación de los valores de riqueza y variables ambientales.

| | S_MSuel | S_MEpif | Med_Riq_Suel | Med_Riq_Epif | SD_Riq_suel | SD_Riq_Epif | MedDiaSitTem | SDDiaSitTem | MedDiaSitLux | SDDiaSitLux | CoberDosel_Med | Altitud_Med | PTA_Med | Orien_Med | Pendi_Med | CoberDosel_SD |
|----------------|------------|------------|--------------|--------------|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|----------------|-------------|------------|------------|------------|---------------|
| S_MSuel | 1 | 0.09036208 | 0.79905184 | 0.21185642 | 0.21031338 | 0.09357591 | 0.59267607 | 0.11552986 | 0.38401911 | 0.35272707 | 0.57387738 | 0.51365755 | 0.61761127 | 0.02115651 | 0.60624762 | 0.6300961 |
| S_MEpif | 0.09036208 | 1 | 0.07430906 | 0.66834959 | 0.1222389 | 0.64534118 | 0.15388211 | 0.26549416 | 0.63818061 | 0.53594558 | 0.70272587 | 0.24530918 | 0.370167 | 0.20085764 | 0.11246121 | 0.68923402 |
| Med_Riq_Suel | 0.79905184 | 0.07430906 | 1 | 0.63108942 | 0.49346165 | 0.2819893 | 0.56769338 | 0.53434817 | 0.54275894 | 0.56864013 | 0.64640915 | 0.47136604 | 0.3450173 | 0.127108 | 0.71614349 | 0.66624172 |
| Med_Riq_Epif | 0.21185642 | 0.66834959 | 0.63108942 | 1 | 0.21443919 | 0.07646807 | 0.48522282 | 0.21349779 | 0.11167375 | 0.00277465 | 0.04653905 | 0.0674991 | 0.37353767 | 0.05119257 | 0.44593353 | 0.05462616 |
| SD_Riq_suel | 0.21031338 | 0.1222389 | 0.49346165 | 0.21443919 | 1 | 0.07026455 | 0.1069988 | 0.80812435 | 0.57692595 | 0.57739064 | 0.33511732 | 0.24973728 | 0.44339731 | 0.87334147 | 0.45979493 | 0.3222998 |
| SD_Riq_Epif | 0.09357591 | 0.64534118 | 0.2819893 | 0.07646807 | 0.07026455 | 1 | 0.31738727 | 0.46001334 | 0.77171661 | 0.82980838 | 0.68873914 | 0.19919853 | 0.35845247 | 0.325427 | 0.25453174 | 0.71180472 |
| MedDiaSitTem | 0.59267607 | 0.15388211 | 0.56769338 | 0.48522282 | 0.1069988 | 0.31738727 | 1 | 0.00364816 | 0.12118346 | 0.19806621 | 0.26190722 | 0.77646898 | 0.68027228 | 0.15177475 | 0.82197597 | 0.2285445 |
| SDDiaSitTem | 0.11552986 | 0.26549416 | 0.53434817 | 0.21349779 | 0.80812435 | 0.46001334 | 0.00364816 | 1 | 0.80388603 | 0.78373493 | 0.67090951 | 0.38704194 | 0.58917075 | 0.54221226 | 0.47187339 | 0.62005612 |
| MedDiaSitLux | 0.38401911 | 0.63818061 | 0.54275894 | 0.11167375 | 0.57692595 | 0.77171661 | 0.12118346 | 0.80388603 | 1 | 0.97894854 | 0.90128848 | 0.26788113 | 0.43598424 | 0.25067695 | 0.23696332 | 0.90560325 |
| SDDiaSitLux | 0.35272707 | 0.53594558 | 0.56864013 | 0.00277465 | 0.57739064 | 0.82980838 | 0.19806621 | 0.78373493 | 0.97894854 | 1 | 0.83803792 | 0.10783588 | 0.42081155 | 0.19810592 | 0.14288899 | 0.85544745 |
| CoberDosel_Med | 0.57387738 | 0.70272587 | 0.64640915 | 0.04653905 | 0.33511732 | 0.68873914 | 0.26190722 | 0.67090951 | 0.90128848 | 0.83803792 | 1 | 0.54470956 | 0.13355308 | 0.0171748 | 0.45153306 | 0.9920874 |
| Altitud_Med | 0.51365755 | 0.24530918 | 0.47136604 | 0.0674991 | 0.24973728 | 0.19919853 | 0.77646898 | 0.38704194 | 0.26788113 | 0.10783588 | 0.54470956 | 1 | 0.17865617 | 0.2745928 | 0.89773767 | 0.4807739 |
| PTA_Med | 0.61761127 | 0.370167 | 0.3450173 | 0.37353767 | 0.44339731 | 0.35845247 | 0.68027228 | 0.58917075 | 0.43598424 | 0.42081155 | 0.13355308 | 0.17865617 | 1 | 0.44784046 | 0.28713471 | 0.0797062 |
| Orien_Med | 0.02115651 | 0.20085764 | 0.127108 | 0.05119257 | 0.87334147 | 0.325427 | 0.15177475 | 0.54221226 | 0.25067695 | 0.19810592 | 0.0171748 | 0.2745928 | 0.44784046 | 1 | 0.38772572 | 0.00928795 |
| Pendi_Med | 0.60624762 | 0.11246121 | 0.71614349 | 0.44593353 | 0.45979493 | 0.25453174 | 0.82197597 | 0.47187339 | 0.23696332 | 0.14288899 | 0.45153306 | 0.89773767 | 0.28713471 | 0.38772572 | 1 | 0.40378029 |
| CoberDosel_SD | 0.6300961 | 0.68923402 | 0.66624172 | 0.05462616 | 0.3222998 | 0.71180472 | 0.2285445 | 0.62005612 | 0.90560325 | 0.85544745 | 0.9920874 | 0.4807739 | 0.0797062 | 0.00928795 | 0.40378029 | 1 |

S_MSuel = Riqueza de musgos del suelo; S_MEpif = Riqueza de musgos epífitos; Med_Riq_Suel = Media de la riqueza de musgos del suelo; Med_Riq_Epif = Media de la riqueza de musgos epífitos; SD_Riq_suel = Desviación estándar de la riqueza de musgos del suelo; SD_Riq_Epif = Desviación estándar de la riqueza de musgos epífitos; MedDiaSitTem = Media de la temperatura diaria; SDDiaSitTem = Desviación estándar de la temperatura diaria; MedDiaSitLux = Media de la luz diaria; SDDiaSitLux = Desviación estándar de la luz diaria; CoberDosel_Med = Media de la cobertura de dosel; Altitud_Med = Media de la altitud; PTA_Med = Media de la precipitación total anual; Orien_Med = Media de la orientación; Pendi_Med = Media de la pendiente; CoberDosel_SD = Desviación estándar de la cobertura de dosel.

**Capítulo 2. Mamíferos medianos y
grandes en sitios de tala selectiva de bajo
impacto y conservación en la Sierra
Juárez, Oaxaca**

Resumen

El sistema de tala selectiva de bajo impacto está diseñado para tener efectos mínimos sobre la biodiversidad. Sin embargo, sus efectos han sido escasamente explorados en los mamíferos medianos y grandes. La Sierra Juárez de Oaxaca, es una región donde se ha desarrollado esta estrategia de manejo y donde se ha documentado una alta diversidad de mamíferos medianos y grandes lo que permite evaluar los impactos de esta técnica forestal sobre este grupo de fauna. Se estudió la diversidad y estructura del ensamble de mamíferos medianos y grandes presentes en áreas con tala selectiva de bajo impacto (n=3) y áreas de conservación (n=3). Los resultados revelan que este sistema de manejo forestal es compatible con mantener la presencia y estructura del ensamble de mamíferos de talla media y grande. Factores importantes para estos resultados son el tamaño de las áreas de manejo que permite conservar gran parte de la cobertura forestal contribuyendo a mantener los amplios hábitos hogareños de esta fauna. La implementación de esta técnica en otros ecosistemas forestales, combinada con áreas de conservación, podría ayudar a la conservación de mamíferos medianos y grandes en el país.

Palabras clave: Manejo forestal, diversidad α y β , estrategias de conservación.

Abstract

The reduced impact selective logging system (RIL) was designed to have minor effects on biodiversity. However, its effects are poorly explored in groups such as that constituted by medium and large mammals. The Sierra Juarez, Oaxaca, is a region where this management strategy has been implemented and where a high diversity of medium and large mammals occurs, making possible to evaluate the impacts of this strategy on this group. The diversity and structure of the ensemble of medium and large mammals occurring in areas where reduced impact selective logging is applied (n=3) was compared against that occurring in conservation areas (n=3). Our results show that this forest management system is compatible with the presence of several species and the assembly structure of medium and large mammals. Likely, one factor that makes this possible is that

conservation areas maintain a large part of their forest cover. The implementation of this technique in other forest ecosystems, combined with conservation areas, could help the conservation of medium and large mammals in the country.

Key words: Forest management, α and β diversity, conservation strategies.

Introducción

La principal causa de pérdida de biodiversidad en los países tropicales es la modificación del hábitat por la conversión de los bosques a distintos usos de suelo (FAO, 2015; Grillo y Gianfranco, 2011; Günter et al., 2011). Una de las causas de esta modificación es la explotación forestal que puede producir fuertes cambios en la estructura de los ecosistemas (Chaudhary et al., 2016; Putz et al., 2000). De acuerdo con Chaudhary et al.(2016), a nivel global existen seis regímenes más comunes de manejo que se distinguen por su intensidad y la planificación con la que se realiza la cosecha de madera. Estos regímenes van desde los que tienen impactos drásticos sobre la estructura del bosque (e.g., tala rasa) hasta aquellos en los que la estructura del bosque permanece muy similar a la de sitios conservados (e.g., tala selectiva). Estos últimos, se han propuesto como un medio para contribuir a una gestión más sostenible de los recursos naturales en donde se mitiguen los efectos negativos sobre la biodiversidad (Günter et al., 2011). Un ejemplo de estas técnicas es la tala selectiva de bajo impacto o RIL (*Reduced impact selective logging*) por sus siglas en inglés (Putz et al., 2008). Este manejo parte de la realización de inventarios forestales previos a la explotación para definir los procedimientos de extracción por trabajadores capacitados así como los planes de cosecha cuidadosamente controlados para minimizar el impacto sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos del bosque (ITTO, 2018; Miller et al., 2011; Putz et al., 2008).

Uno de los componentes de la biodiversidad que puede ser afectado por el manejo forestal son los mamíferos silvestres (e.g. Chaudhary et al., 2016; Putz et al., 2012). A pesar de que se han realizado numerosos estudios para evaluar el efecto del manejo forestal sobre este grupo de vertebrados, las revisiones hechas

por Chaudhary et al.(2016), Gibson et al. (2011) y Putz et al.(2012) muestran que la mayoría de estos estudios se han centrado en los efectos sobre mamíferos pequeños, siendo menos explorados los efectos sobre los mamíferos de talla mayor.

Los mamíferos medianos y grandes incluyen mamíferos terrestres y arborícolas no voladores que generalmente pueden ser identificados sin ser capturados, con un peso generalmente superior a 1 kg para los de talla mediana y superior a los 20 kg para los de talla grande (Benchimol, 2016; Morrison et al., 2007; Rumiz et al., 1998). Esta fauna es de gran importancia ya que su actividad tiene efectos sobre la vegetación y sobre otras especies animales a través de la herbivoría, dispersión de semillas y el consumo de presas (Dirzo y Miranda, 1990; Miller et al., 2001; Ripple et al., 2014). La fauna de mayor tamaño generalmente es la más afectada por las actividades humanas, quedando por lo tanto en un mayor riesgo de extinción (Dirzo et al., 2014). Este tipo de fauna silvestre incluye especies que son muy atractivas para ser cazadas o capturadas, ya sea porque proporcionan alimento, por sus pieles o porque son usadas como mascotas (Naranjo-Piñera, 2008; Ojasti, 2000). Asimismo, algunas de estas especies son perseguidas por considerárseles una amenaza para los humanos o para sus animales domésticos (Inskip y Zimmermann, 2009). Por otra parte, la fauna de mayor talla comúnmente presenta tasas reproductivas bajas y ámbitos hogareños amplios (Hernández-Huerta, 1992; Powell, 2012) lo que hace que la deforestación y fragmentación del hábitat las afecte más fuertemente (Galetti y Dirzo, 2013). Las áreas naturales protegidas ayudan a mitigar los impactos negativos sobre la fauna pero son insuficientes ante las distintas amenazas existentes. Es por lo tanto altamente deseable que los sistemas de manejo forestales permitan la permanencia de la fauna silvestre de talla mediana y grande (Chaudhary et al., 2016).

Este estudio analiza el impacto del manejo forestal por tala selectiva de bajo impacto sobre la diversidad del ensamble de mamíferos medianos y grandes presentes en el bosque de pino encino en la Sierra Juárez, Oaxaca. Esta región

destaca por albergar un alto porcentaje de endemismos y una alta riqueza de mamíferos que incluye alrededor de 30 especies medianas y grandes (Briones-salas et al., 2015; Peterson et al., 1993). Por otra parte, estos bosques son importantes para la producción forestal ya que forman parte de las 57 mil hectáreas bajo manejo de la región (Sistema Estatal de Información Forestal, 2015) actividad que constituye una de las principales fuentes de ingreso económico para las comunidades locales (Álvarez y Rubio, 2013). En particular, se contrastó la diversidad α y β del ensamble de mamíferos presentes en tres sitios bajo manejo y tres sitios en los que no se realizan actividades de explotación (i.e., sitios de conservación). La predicción evaluada fue que en sitios bajo manejo forestal por tala selectiva de bajo impacto la diversidad del ensamble de mamíferos medianos y grandes es menor a la de los ensambles registrados en sitios de conservación.

Materiales y métodos

Área de estudio. La Sierra Juárez se localiza en la región norte del estado de Oaxaca entre las coordenadas 17° Norte y 96° Oeste (Ortiz-Pérez et al., 2004). El clima es templado subhúmedo (C(w)) con una temperatura media anual de 16 °C. En la zona se distinguen varios tipos de vegetación, siendo los bosques de pino-encino donde se realizan las actividades de manejo. Entre las especies arbóreas representativas de este bosque están *Pinus ayacahuite*, *P. leiophylla*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *Quercus crassifolia*, *Q. elliptica* y *Q. laeta* (Torres-Colín, 2004). Las localidades que corresponden a áreas de conservación son: Santa María Yavesía (C1), Santa Catarina Lachatao (C2) y San Juan Luvina (C3) con 7 134, 12 936 y 230 hectáreas destinadas a este propósito. Las que constituyen áreas para el aprovechamiento forestal son: Ixtlán de Juárez (M1), San Juan Evangelista Analco (M2) y Capulalpam de Méndez (M3) con 107, 13.5 y 10 hectáreas para manejo forestal de bajo impacto (Figura 1).

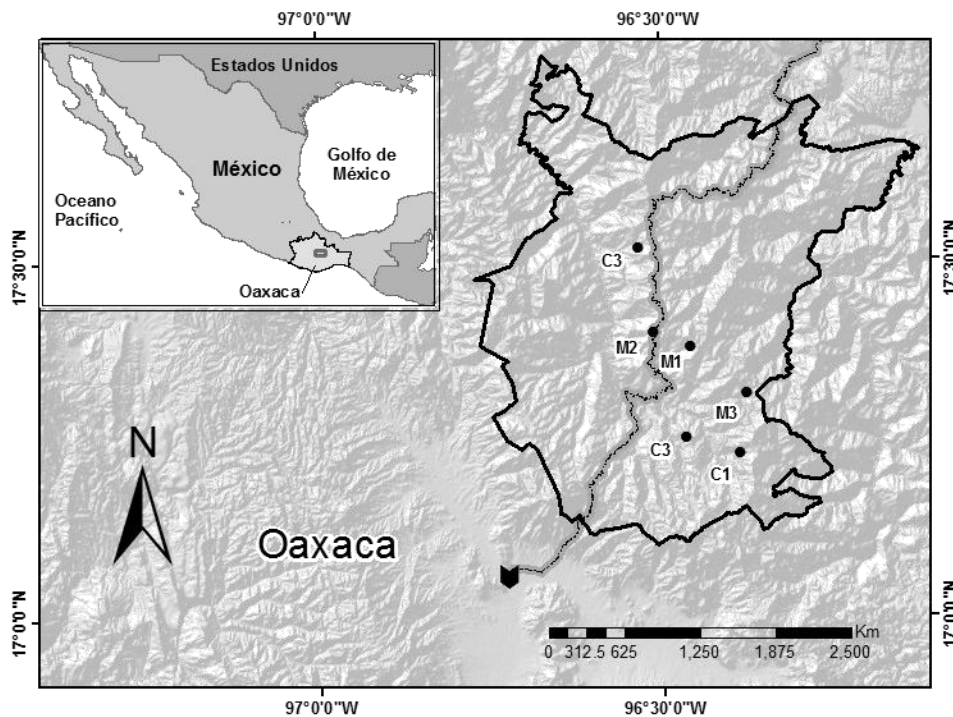


Figura 1. Ubicación de las localidades de estudio en la Sierra Juárez, Oaxaca. Sitios conservados: Santa María Yavesía (C1), Santa Catarina Lachatao (C2) y San Juan Luvina (C3). Sitios bajo manejo: Ixtlán de Juárez (M1), San Juan Evangelista Analco (M2) y Capulalpam de Méndez (M3).

Colecta de datos. En cada una de las localidades se colocaron cuatro cámaras trampa por un lapso de 58 días (del 22 de febrero al 21 abril de 2017). Las cámaras fueron programadas para tomar 3 fotografías por detección y fueron ubicadas en sitios estratégicos considerando su visibilidad, así como los sitios de acceso de los animales. El espacio mínimo entre cámaras fue de 500 m. Cada cámara fue georeferenciada con un GPS Garmin GPSMAP 64s. Para obtener valores de la frecuencia de cada especie se cuantificaron sus registros agrupados en lapsos de 24 horas. En el caso de fotografías con más de un individuo, se registró el total de individuos capturados (Rowcliffe et al., 2008). Para la identificación de las especies se utilizaron los trabajos de Ceballos y Oliva (2005) y Reid (2009). La nomenclatura utilizada corresponde a Ramírez-Pulido et al. (2014).

Análisis de datos. Para evaluar la completitud del muestreo en cada condición, primero se estimó la diversidad α mediante el índice de Chao 2. Este

estimador es el menos sesgado para muestras pequeñas (Colwell y Coddington, 1994). Posteriormente, se calculó el porcentaje de registro (completitud) dividiendo el número de especies observadas entre las estimadas multiplicado por cien. Se realizaron curvas de rarefacción/extrapolación (R/E) con intervalos de confianza del 84% (MacGregor-Fors y Payton, 2013). Para la estimación de la diversidad α y para las curvas R/E se utilizó el método de Chao et al. (2014) basado en números de Hill. El número de Hill utilizado fue de orden cero ($q = 0$). Para evaluar el recambio de especies (diversidad β) entre y dentro de bosques de conservación y bajo manejo (condiciones), se utilizó el método propuesto por Carvalho (et al., 2012) el cual considera al reemplazo de especies (β_{repl}) y a las diferencias en riqueza (β_{rich}), como procesos que explican las diferencias en el recambio de especies total (β_{total}).

Para comparar la estructura de los ensambles de mamíferos en cada localidad se realizaron curvas de rango-abundancia (Magurran, 2004) utilizando la frecuencia de registro. Posteriormente, para conocer el grado de similitud de los ensambles registrados en cada condición se realizó un dendrograma de agrupación jerárquica mediante el método de aglomeración simple. Finalmente, para evaluar si existía una relación entre la composición de los ensambles, la distancia geográfica de las localidades de estudio y la condición de manejo/conservado, se realizó un análisis de Mantel parcial (Legendre y Legendre, 2012).

Los análisis se realizaron en el programa R versión 3.5.0 (R Core Team, 2018) usando diferentes paquetes. Las curvas de rarefacción/extrapolación y la estimación de la diversidad α se realizaron con iNEXT 2.0.14 (Hsieh et al., 2016), mientras que el análisis de diversidad β se desarrolló con el paquete BAT (Cardoso et al., 2017). Para el análisis de conglomerados se utilizó Constant (R Core Team, 2018) y para el análisis de Mantel parcial el paquete Vegan 2.4-4 (Oksanen et al., 2018).

Resultados

Durante el tiempo de muestreo de 1320 días cámara trampa (672 para sitios conservados y 648 para manejados), se registraron para todos los sitios un total de 11 especies de mamíferos medianos y grandes (7 en sitios de manejo y 9 en sitios conservados) correspondientes a 7 familias y 3 órdenes. De estas especies tres se encuentran en la NOM-056-SEMARNAT-2010. El Orden con mayor número de especies fue Carnívora (Tabla 1).

| Ordenes, familias y especies | Conservación | | | Manejo | | |
|---------------------------------|--------------|----|----|--------|----|----|
| | C1 | C2 | C3 | M1 | M2 | M3 |
| ARTIODACTYLA | | | | | | |
| Cervidae | | | | | | |
| <i>Odocoileus virginianus</i> | * | * | * | * | * | * |
| Tayassuidae | | | | | | |
| <i>Dicotyles angulatus</i> | | | | | | * |
| CARNIVORA | | | | | | |
| Canidae | | | | | | |
| <i>Urocyon cinereoargenteus</i> | * | | * | | | |
| Felidae | | | | | | |
| * <i>Leopardus pardalis</i> | * | | | * | | * |
| <i>Lynx rufus</i> | * | | | | | |
| <i>Puma concolor</i> | * | | | * | | |
| Mephitidae | | | | | | |
| <i>Conepatus leuconotus</i> | | | * | * | * | |
| <i>Spilogale angustifrons</i> | * | | * | | | |
| Procyonidae | | | | | | |
| * <i>Bassariscus astutus</i> | | | | | * | |
| * <i>Nasua narica</i> | | * | | | | * |
| LAGOMORPHA | | | | | | |
| Leporidae | | | | | | |
| <i>Sylvilagus sp.</i> | | * | | | | |

* Especies incluidas en la NOM-059- SEMARNAT 2010

A excepción de la comunidad de Santa María Yavesía (C1) donde se registraron 6 especies, las localidades restantes tuvieron de tres a cuatro especies de mamíferos. Al comparar con la estimación de la riqueza, se registró un promedio del 60% y 78% de la riqueza estimada de mamíferos en sitios conservados y manejados respectivamente (Tabla 2). Aunque una de las

comunidades registró una mayor riqueza (C1), los resultados de la curva R/E indican que no hay diferencias significativas entre las dos condiciones de estudio. Los patrones de riqueza se mantienen al extrapolar las estimaciones a un mayor número de días cámara trampa (Fig. 2).

Tabla 2. Riqueza registrada y estimada de mamíferos medianos y grandes en cada condición

| Condición | Riqueza registrada | Riqueza estimada | % de registro de spp |
|--------------|--------------------|------------------|----------------------|
| Conservación | 9 | 15 | 60 |
| Manejo | 7 | 9 | 78 |

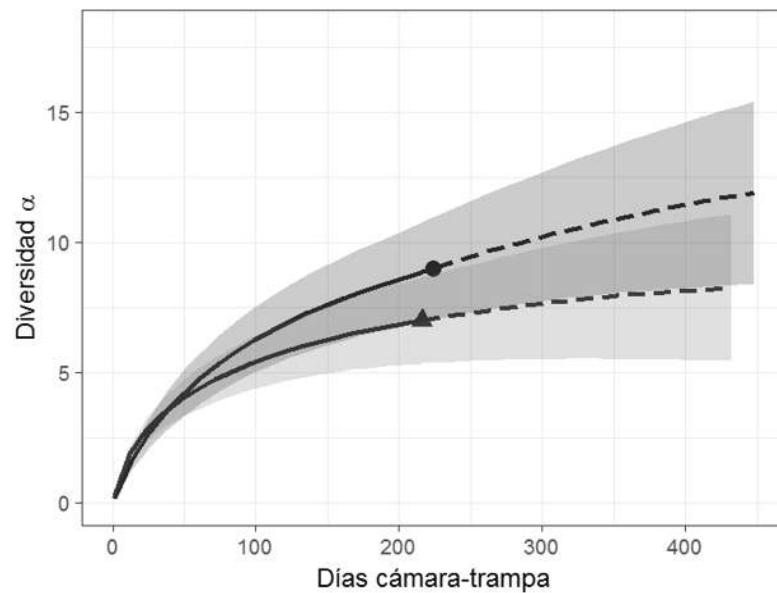


Figura 2. Curvas de rarefacción con extrapolación (línea punteada) de la riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes de los ensamblajes registrados en sitios de manejo (▲) y de conservación (●).

El análisis de diversidad β dentro de sitios conservados, da como resultado un promedio de 76% de β_{total} . De esta diversidad, en promedio 48% de esta variación es explicada por el reemplazo de especies (β_{repl}) y 28% por diferencias en riqueza (β_{rich}). Dentro de sitios manejados la diversidad β es en promedio del 70%, donde 58% es explicado por reemplazo (β_{repl}) y 12% por diferencias en riqueza (β_{rich}). En sitios conservados la β_{total} , sólo en un caso (C1-C2), es mayor que en sitios manejados. En el caso de la diversidad β entre condiciones, la β_{total} es de 54%, donde 36 % es explicado por reemplazo (β_{repl}) y 18 % por diferencias

en riqueza (β rich). De esta manera la β total es mayor dentro de condiciones que entre condiciones (Fig. 3). Además, el reemplazo siempre fue mayor que las diferencias en riqueza, dentro y entre condiciones.

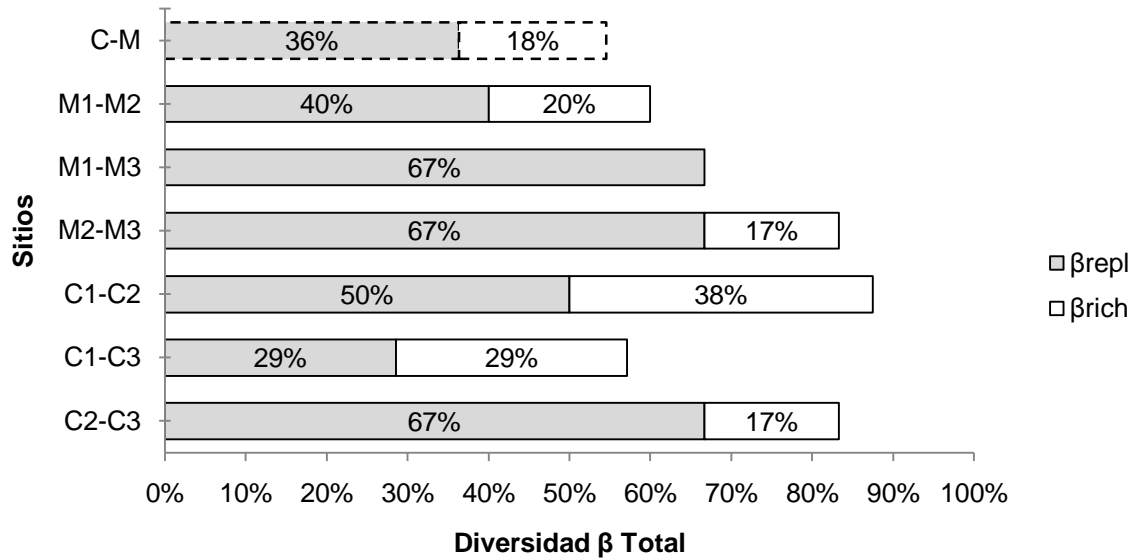


Figura 3. Diversidad β de mamíferos mediados y grandes dentro (barras de borde continuo) y entre condiciones (barra de borde punteado).

Las gráficas rango-abundancia muestran un patrón similar en la frecuencia de registro de las especies de mamíferos en ambas condiciones. La especie *O. virginianus*, tiene una actividad mayor que la mayoría de especies, aunque similar en ambas condiciones (Fig. 4).

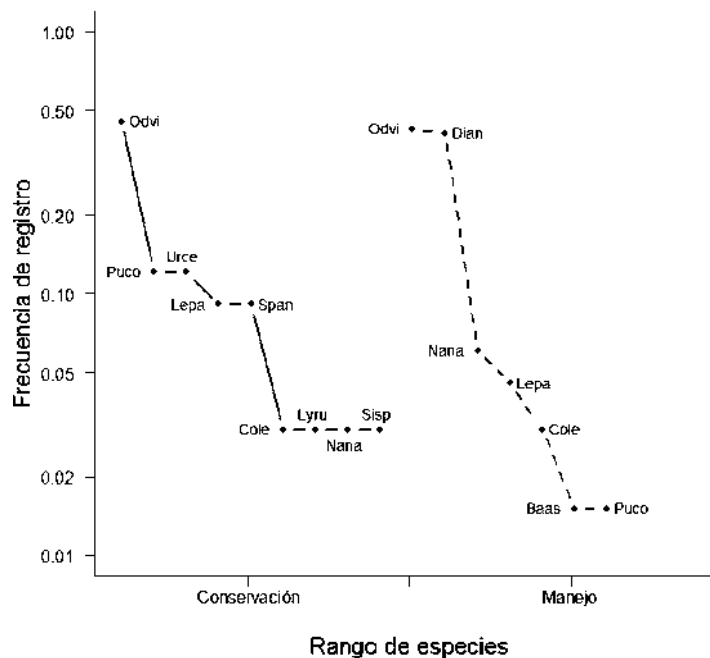


Figura 4. Gráfica de rango-abundancia de mamíferos medianos y grandes en sitios conservados (línea continua) y manejados (línea punteada). Baas = *Bassariscus astutus*, Cole = *Conepatus leucotonos*, Lepa = *Leopardus pardalis*, Lyru = *Lynx rufus*, Nana = *Nasua narica*, Odvi = *Odocoileus virginianus*, Dian = *Dicotyles angulatus*, Puco = *Puma concolor*, Sisp = *Silvagalus sp*, Span, *Spilogale angustifrons*, Urce = *Urocyon cinereoargenteus*.

El análisis de conglomerados revela que no hay una segregación de los sitios conservados y manejados en función de la composición del ensamble de especies presentes (Fig. 5). El análisis parcial de Mantel mostró que no existe correlación entre la composición de especies de mamíferos medianos y grandes, la distancia geográfica de las localidades de estudio ni su condición como sitio conservado o manejado ($r = 0.0075$, $p = 0.44$).

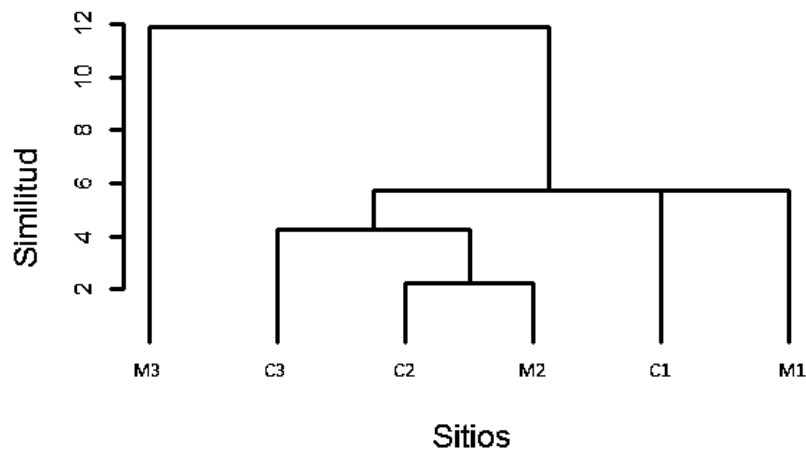


Figura 5. Agrupamiento de los sitios de muestreo en función de la composición de la fauna de mamíferos medianos y grandes presentes en áreas de conservación y manejo. Sitios conservados: Santa María Yavesía (C1), Santa Catarina Lachatao (C2) y San Juan Luvina (C3). Sitios bajo manejo: Ixtlán de Juárez (M1), San Juan Evangelista Analco (M2) y Capulalpam de Méndez (M3).

Discusión

Los resultados de este estudio indican que la diversidad del ensamble de mamíferos medianos y grandes no es afectada de manera evidente por el manejo

forestal por tala selectiva de bajo impacto. Esto concuerda con lo reportado por Azevedo-Ramos et al. (2006) quienes encontraron que la riqueza general de mamíferos en un bosque perennifolio de Pará, Brasil, no muestra cambios después de la tala de bajo impacto. Así mismo, estos resultados coinciden con lo reportado en el meta-análisis hecho por Putz et al. (2012) en el que del 85 al 100 % de la riqueza de aves, mamíferos e invertebrados es mantenida después de la aplicación de este tipo de manejo en los trópicos. Otros estudios realizados en la región apoyan que los mamíferos son resilientes al manejo (Cruz-Espinoza et al., 2012; Pérez-Contreras, 2016). De la misma manera, la diversidad β entre y dentro de condiciones, sugiere que el recambio de especies no está influenciado por el manejo forestal. Esta diversidad β puede explicarse por factores como la heterogeneidad topográfica y ambiental que pueden favorecer la actividad diferencial de la fauna (Briones-Salas, 2000; García-Mendoza et al., 2004; Gittleman et al., 2001).

La composición y la presencia de mamíferos medianos y grandes en ambas condiciones también son similares. La disimilitud del sitio M3 con los demás se debió a los registros de varios individuos de *Dicotyles angulatus*, especie gregaria que durante el periodo de estudio sólo se presentó en esta localidad (Fig. 3). En los registros restantes se encuentran especies herbívoras (e.g., *O. virginianus*) y carnívoras (e.g., *P. concolor*) cuya presencia en ambas condiciones es un indicativo de que procesos como la dispersión de semillas, la herbivoría y la depredación se pueden estar manteniendo (Briones-Salas, 2000; Parry et al., 2013; Rumiz, 2010). Esta similitud de ensamblajes se puede deber a que el tamaño de las áreas de perturbación por tala selectiva de bajo impacto es pequeño en comparación con el área boscosa circundante (Chaudhary et al., 2016). De este modo es posible mantener la diversidad y distribución de mamíferos medianos y grandes que tienen amplios hábitos hogareños (Cruz-Espinoza et al., 2012; Grebner et al., 2013; Kapos et al., 2012; Laidlaw, 2000; Naughton-Treves et al., 2003; Pattanavibool y Dearden, 2002; Putz et al., 2012). Este arreglo espacial corresponde a un esquema de iniciativas de conservación desarrolladas por las comunidades locales en el que se combina la realización de actividades humanas

con la protección de la biodiversidad (Briones-Salas et al., 2016; Phalan, 2011). Gracias al compromiso de conservar su patrimonio biocultural, las comunidades de la Sierra Juárez han establecido Áreas Voluntarias de Conservación (AVC) que contemplan la designación de espacios para proyectos productivos, ecoturísticos, de servicios ambientales locales, para la preservación de los recursos naturales, así como espacios destinados exclusivamente al manejo forestal (Bray et al., 2007; Briones-Salas et al., 2016; Fuente-Carrasco et al., 2012). Estos últimos no solo contemplan extracción de madera, sino también involucran acciones como la aplicación de estrategias de prevención y control de plagas, mitigación de incendios forestales así como acciones de reforestación que contribuyan a mantener la productividad y calidad de los bosques (Bray et al., 2007; Chapela, 2007; Klooster y Maser, 2000; Ortega, 2004). Es importante señalar que la tala de bajo impacto no supone ingresos económicos similarmente altos como los de otros regímenes (Chaudhary et al., 2016), por lo que en la región se desarrollan otras estrategias de manejo (e.g., tala rasa, sistemas de retención) y se adoptan estrategias de conservación apoyadas por instituciones nacionales e internacionales (e.g., pagos por servicios ambientales por CONAFOR, reconocimientos a actividades de conservación por la WWF) que representan ingresos económicos adicionales que contribuyen al beneficio de la región (Briones-Salas et al., 2016; UZACHI, 2003). Por lo tanto, para que la tala de bajo impacto sea viable, es importante que se desarrolle en un contexto donde otras estrategias de conservación y de actividades productivas sean implementadas.

Finalmente, aunque la técnica por tala selectiva de bajo impacto muestra ser un método compatible con la conservación de mamíferos medianos y grandes, es importante evaluar si procesos como las interacciones ecológicas también son mantenidos. Así mismo, se requiere evaluar si los efectos reportados para mamíferos medianos y grandes en este estudio son los mismos para otros taxa. Del mismo modo, la evaluación y el monitoreo a largo plazo de esta fauna podrá brindar un mejor panorama de la efectividad de esta técnica silvicultural para la conservación de la naturaleza.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo gracias a las becas otorgadas al primer autor por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (No. de beca 595991) y al programa The Sigma Xi Grant-in-Aid of Research (ID G201603152071095), así como por el apoyo económico de Red PRODEP: “Conservación de la biodiversidad en ambientes antropizados” otorgado a E. Mendoza. Agradecemos a Jesús López Santiago y a Jorge Arturo Núñez Joaquín por su apoyo en el trabajo de campo así como a las comunidades de las Sierra Juárez por habernos permitido desarrollar este trabajo en sus áreas naturales.

Referencias

- Álvarez, S., & Rubio, A. (2013). Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México): Aplicación del modelo CO2FIX v. 3.2. *Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 19(1), 125–137. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.01.005>
- Azevedo-Ramos, C., Carvalho, O. De, & Benedito, D. do A. (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232, 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>
- Benchimol, M. (2016). Medium and large - sized mammals. In T. H. Larsen (Ed.), *Core standard methods for rapid biological field assessment* (pp. 37–48). Arlington, United States: Conservation International.
- Bray, D. B., Merino, P. L., & Barry, D. (2007). *El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México*. (D. Bray, L. Merino, & D. Barry, Eds.), *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales* (Primera). México Distrito Federal: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., Florida International University.
- Briones-Salas, M. (2000). *Los mamíferos de la región Sierra Norte de Oaxaca, México*. Oaxaca, México. Retrieved from <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfR104.pdf>
- Briones-salas, M., Cortés-marcial, M., & Lavariega, M. C. (2015). Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca , México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 685–710. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.07.008>
- Briones-Salas, M., Lavariega-Nolasco, M. C., Cortés-Marcial, M., Monroy-Gamboa, A. G., & Masés-García, C. A. (2016). Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México. In M. Briones-Salas, Y. Hortelano-Moncada, G. Magaña-Cota, G. Sánchez-

- Rojas, & J. E. Sosa-Escalante (Eds.), *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal Vol. I* (pp. 329–366). Ciudad de México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato.
- Cardoso, P., Rigal, F., & Carvalho, J. C. (2017). BAT: Biodiversity Assessment Tools. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=BAT>
- Carvalho, J. C., Cardoso, P., & Gomes, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7), 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- Ceballos, G., & Oliva, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica.
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265–270. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4615964>
- Chao, A. (1987). Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics*, 43(4), 783–791. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2531532>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chapela, F. (2007). El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca. In D. B. Bray, L. Merino-Pérez, & D. Barry (Eds.), *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales* (pp. 123–145). México Distrito Federal: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L. P., & Hellweg, S. (2016). Impact of Forest Management on Species Richness : Global Meta- Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports*, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Colwell, R. K., & Coddington, A. J. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345, 101–118.
- Cruz-Espinoza, A., González-Pérez, G. E., & Ronel Vázquez, P. (2012). Nota de la variación en la riqueza específica de mamíferos entre áreas de conservación y de aprovechamiento forestal en la Sierra Madre de Oaxaca. *Therya*, 3(3), 327–332. <https://doi.org/10.12933/therya-12-88>

- Dirzo, R., & Miranda, A. (1990). Contemporary Neotropical Defaunation and Forest to Structure , John and Diversity Sequel Terborgh. *Conservation Biology*, 4(4), 444–447. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2385939>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 401(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- FAO. (2015). *Global Forest Resources Assessment 2015: how are the world's forests changing?* Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fuente-Carrasco, M. E., Ruiz-Aquino, F., & Aquino-Vásquez, C. (2012). *Conocimiento indígena contemporáneo y patrimonio biocultural en la Sierra Juárez de Oaxaca: Aportaciones empíricas y analíticas hacia la sustentabilidad*. (C. A. V. Mario Enrique Fuente Carrasco, Faustino Ruiz Aquino, Ed.) (1era ed.). Oaxaca, México: Universidad de la Sierra Juárez Instituto.
- Galetti, M., & Dirzo, R. (2013). Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020>
- García-Mendoza, A. J., Ordoñez, M. J., & Briones-Salas, M. (2004). *Biodiversidad de Oaxaca*. (A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez, & M. Briones-Salas, Eds.). México Distrito Federal: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., ... Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378–381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>
- Gittleman, J. L., Funk, S., Macdonald, D., & Wayne, R. (2001). *Carnivore conservation*. (J. L. Gittleman, S. Funk, D. Macdonald, & R. Wayne, Eds.). United Kingdom: Cambridge University Press.
- Grebner, D. L., Bettinger, P., & Siry, J. P. (2013). *Introduction to Forestry and Natural Resources*. *Introduction to Forestry and Natural Resources*. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-64966-2>
- Grillo, O., & Gianfranco, V. (2011). *Biodiversity loss in a changing planet*. (O. Grillo & V. Gianfranco, Eds.). Rijeka, Croatia: InTech. Retrieved from www.intechopen.com
- Günter, S., Weber, M., Stimm, B., Mosandl, R. (2011). *Silviculture in the Tropics*. (R. Günter, S., Weber, M., Stimm, B., Mosandl, Ed.). Freising, Germany: Springer.
- Hernández-Huerta, A. (1992). Los carnívoros y sus perspectivas de conservación en las áreas protegidas de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 54, 1–23.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

- Inskip, C., & Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: A review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, *43*(1), 18–34. <https://doi.org/10.1017/S003060530899030X>
- ITTO. (2018). Reduced impact logging. Retrieved May 1, 2018, from <http://www.itto.int/feature15/>
- Kapos, V., Kurz, W., Gardner, T., Ferreira, J., Guariguata, M., Koh, L., ... Schmitt, C. (2012). Impacts of forest and land management on biodiversity and carbon. In P. A. W. C. & M. S (Eds.), *Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives* (pp. 53–73). Vienna, Austria: International Union of Forest Research Organizations (IUFRO). <https://doi.org/1016-3263>
- Laidlaw, R. K. (2000). Effects of Habitat Disturbance and Protected Areas on Mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, *14*(6), 1639–1648.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3rd ed.). Oxford, UK: Elsevier.
- MacGregor-Fors, I., & Payton, M. E. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS ONE*, *8*(2), 8–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Science.
- Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martinez, C., Noss, R., Phillips, M., ... Willcox, L. (2001). The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species Update*, *18*(5), 202–210.
- Miller, S. D., Goulden, M. L., Hutyra, L. R., Keller, M., Saleska, S. R., Wofsy, S. C., ... de Camargo, P. B. (2011). Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(48), 19431–19435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1105068108>
- Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., & Lamoreux, J. F. (2007). Persistence of Large Mammal Faunas as Indicators of Global Human Impacts. *Journal of Mammalogy*, *88*(6), 1363–1380. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-124R2.1>
- Naranjo Piñera, E. J. (2008). Uso y conservación de mamíferos en la Selva Lacandona, Chiapas, México. In C. Lorenzo, E. Espinoza, & J. Ortega (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México II* (pp. 675–691). San Cristobal de las Casas, Chiapas, México: Asociación Mexicana de Mastozoología y El Colegio de la Frontera Sur.
- Naughton-Treves, L., Mena, J. L., Treves, A., Alvarez, N., & Radeloff, V. C. (2003). Wildlife Survival Beyond Park Boundaries : the Impact of Slash-and-Burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopata , Peru. *Wildlife Survival in Tropical Agroforest Ecosystems*, *17*(4), 1106–1117.
- Ojasti, O. (2000). *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. (F. Dallmeier, Ed.) (Vol. 144). Washington: SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program. <https://doi.org/10.4067/S0370-41062004000400012>

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Ortega, L. P. (2004). Las comunidades indígenas forestales de la Sierra de Juárez Oaxaca, México Estudio de Caso sobre innovación participativa, 1–38.
- Ortiz-Pérez, M. A., & Hernández-Santana, J. R. Figueroa-Mah-Eng, J. M. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. In A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. (Primera Ed, pp. 43–54). México Distrito Federal: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.
- Parry, L., Barlow, J., Peres, C. A., Parry, L., Barlow, J., & Peres, C. A. (2013). Brazilian Amazon Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23(October 2007), 653–662. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004506>
- Pattanavibool, A., & Dearden, P. (2002). Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. *Biological Conservation*, 107, 155–164.
- Pérez-Contreras, S. (2016). *Efecto del manejo forestal sobre la diversidad y distribución de carnívoros en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México*. Universidad de la Sierra Juárez.
- Peterson, A. T., Flores-Villela, O. A., León-Paniagua, L. S., Llorente-Bousquets, J., Luis-Martínez, M. A., Navarro-Sigüenza, A. G., ... Vargas-Fernández, I. (1993). Conservation Priorities in Mexico: Moving up in the World Stable. *Biodiversity Letters*, 1(2), 33–38. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2999648>
- Phalan, B. (2011). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation : Land Sharing and Land Sparing Compared, 1289. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Powell, R. A. (2012). Movements, home ranges, activity, and dispersal. In L. Boitani & R. A. Powell (Eds.), *Carnivore Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (pp. 188–217). New York: Oxford University Press.
- Putz, F. E., Redford, K. H., Robinson, J. G., Fimbel, R., & Blate, G. M. (2000). *Biodiversity Conservation in the Context of Tropical Forest Management*. Washington: The World Bank.
- Putz, F. E., Sist, P., Fredericksen, T., & Dykstra, D. (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 256, 1427–1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>
- Putz, F. E., Zuidema, P. A., Synnott, T., Pe, M., Pinard, M. A., Sheil, D., ... Zagt, R. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests : the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4), 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. Vienna,

- Austria: R Foundation for Statistical Computing,. Retrieved from <https://www.r-project.org/>
- Ramírez-Pulido, J., Noé, G.-R., Gardner, A. L., & Arroyo-Cabrales, J. (2014). *List of recent land mammals of Mexico, 2014*. Texas, United States: Special Publications of the Museum of Texas Tech University.
- Reid, A. F. (2009). *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico* (Second Ed.). New York: Oxford University Press.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., ... Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.0>
- Rumiz, D. I. (2010). Roles Ecológicos de los Mamíferos Medianos y Grandes. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, Ecología y Conservación de los Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia* (pp. 53–73). Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño.
- Rumiz, D. I., Eulert, C. F., & Arispe, R. (1998). Evaluación de la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Carrasco (Cochabamba - Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 4, 77–90.
- Sistema Estatal de Información Forestal. (2015). *Estudio de cuenca de abasto para el desarrollo industrial forestal maderable de la región Sierra Juárez, Oaxaca*. Oaxaca, México: Comisión Nacional Forestal y Colegio de Profesionales Forestales de Oaxaca, A.C.
- Torres-Colín, R. (2004). Tipos de vegetación. In A. J. García-Mendoza, M. J. Ordoñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. (Primera, pp. 105–117). México Distrito Federal: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.
- UZACHI. (2003). *Programa de manejo forestal persistente para el aprovechamiento maderable de la comunidad de Capulálpam de Méndez, Ixtlán, Oaxaca*. (U. de comunidades productoras forestales Z. y Chinantecas, Ed.).

DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados de este trabajo muestran que los efectos del manejo forestal por tala selectiva de bajo impacto pueden ser similares para la diversidad α y β de musgos y mamíferos medianos y grandes. En el caso de la composición de la comunidad de ambos grupos, el manejo forestal tiende a afectar a la comunidad de musgos del suelo pero no ocurre así en los mamíferos ni en musgos epífitos. De esta manera, este sistema de manejo forestal, parece ser adecuado con el mantenimiento de la una alta diversidad de musgos y mamíferos medianos y grandes similar a la de sitios conservados.

En el caso de la diversidad α de musgos y mamíferos, nuestros resultados concuerdan con lo reportado por Chaudhary et al. (2016) en el que áreas bajo este sistema de manejo pueden mantener valores de riqueza cercanos a los de áreas de conservación para diferentes taxa. Por otra parte, aunque conocer la diversidad α es relevante para evaluar el impacto de una perturbación, el analizar también la diversidad β permite profundizar en el grado en que una perturbación afecta la composición de una comunidad. En este estudio, los patrones de recambio de especies dentro y entre las condiciones fueron similares y su disimilitud parece estar influenciada por otros factores diferentes al manejo. Por ejemplo, en el caso de los musgos esto puede deberse a la diversidad de microhábitats (Márialigeti et al., 2009).

Son pocos los trabajos que reportan la compatibilidad entre distintos tipos de manejo y la conservación de la diversidad beta (Rodríguez, 2009; Rodríguez et al., 2003). Este trabajo aporta evidencia de que la tala de baja intensidad puede mantener también una diversidad β similar a la de sitios conservados. De la misma forma, los análisis muestran que este tipo de manejo permite conservar la estructura de la comunidad de ambos grupos en sitios manejados.

Con base en lo anterior, nuestros resultados sugieren que este tipo de manejo forestal permite conservar condiciones microambientales para el grupo de los musgos y recursos alimenticios y amplios hábitos hogareños para los

mamíferos. Además, un elemento clave para la conservación de ambos grupos es una cubierta forestal continua que mantenga la conectividad del bosque (Laidlaw, 2000; Ódor et al., 2014; Paltto et al., 2008). De este modo, el estudio de diferentes grupos biológicos permite evaluar la consistencia del efecto del manejo para diferentes grupos con diferentes requerimientos ecológicos. Lo anterior resulta importante ya que comprender los factores que inciden en la pérdida de biodiversidad resulta necesario para proponer estrategias de conservación (Valiente-Banuet et al., 2015) de tal manera que sean incluyentes y que beneficien a ambos grupos.

Un ejemplo de la relevancia de este estudio, es demostrar la importancia de evaluar grupos poco carismáticos, como los musgos, que pueden presentar resultados diferentes a los mamíferos que han sido propuestos como especies clave o indicadoras. De esta manera se obtienen resultados más sólidos sobre los efectos del manejo a diferencia de los que se obtendrían de evaluar un solo grupo. Tal enfoque permite incluir grupos biológicos que además de contribuir a la diversidad de un sitio, cumplen diferentes roles en el ecosistema y cuya participación tiene la misma importancia en la funcionalidad del bosque. De esta manera, se recomienda evaluar a futuro atributos funcionales, que permitan identificar efectos más sutiles de las actividades humanas sobre procesos vitales del bosque.

Implicaciones para el manejo

Hasta ahora, son pocos los trabajos que integran diferentes grupos biológicos para conocer los efectos del manejo forestal en una misma área. Por lo anterior, se recomienda analizar grupos contrastantes que permita tener una visión más amplia del fenómeno, lo que puede representar un mejor impacto en la toma de decisiones en el aprovechamiento de recursos naturales y en la conservación. Considerando que los ecosistemas forestales brindan bienes y servicios como la obtención de recursos maderables hasta la conservación de la biodiversidad (Pearce, 2001) es importante conocer el estatus de sus componentes, lo que es un indicador de su nivel de conservación y salud del bosque (Ferretti, 1997).

Considerando que a nivel mundial los grupos evaluados en este trabajo se enfrentan a los mismo problemas: destrucción, degradación y fragmentación del hábitat (Goffinet y Shaw, 2008; Galetti y Dirzo, 2013; Grillo y Gianfranco, 2011) y que actividades productivas necesitan llevarse a cabo para satisfacer necesidades humanas, este sistema productivo representa una alternativa en la que ambos taxa pueden ser conservados sin comprometer las necesidades productivas locales.

Finalmente, para que pueda haber una compatibilidad entre los objetivos productivos y de conservación que plantea la tala selectiva de bajo impacto y el manejo forestal en general, es necesario considerar otros elementos como el humano. De esta manera la región de la Sierra Juárez, representa un caso donde el factor humano ha sido incluido para permitir la obtención de recursos bajo un esquema de preservación de la biodiversidad. (Bray et al., 2007; Bray y Merino, 2005; Briones-Salas et al., 2016; Chapela, 2007; Torres-Colín, 2004).

REFERENCIAS

- Bray, D.B., Merino, L.P., 2005. La experiencia de la comunidades forestales en Mexico, veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., Fundación Ford, México Distrito Federal.
- Bray, D.B., Merino, P.L., Barry, D., 2007. El manejo comunitario en sentido estricto: las empresas forestales comunitarias de México, Primera. ed, Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., Florida International University, México Distrito Federal.
- Briones-Salas, M., 2000. Los mamíferos de la región Sierra Norte de Oaxaca, México. Oaxaca, México.
- Briones-Salas, M., Lavariega-Nolasco, M.C., Cortés-Marcial, M., Monroy-Gamboa, A.G., Masés-García, C.A., 2016. Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México, in: Briones-Salas, M., Hortelano-Moncada, Y., Magaña-Cota, G., Sánchez-Rojas, G., Sosa-Escalante, J.E. (Eds.), Riqueza y Conservación de Los Mamíferos En México a Nivel Estatal Vol. I. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México,

- Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato, Ciudad de México, pp. 329–366.
- Chapela, F., 2007. El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca, in: Bray, D.B., Merino-Pérez, L., Barry, D. (Eds.), *Los Bosques Comunitarios de México: Manejo Sustentable de Paisajes Forestales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute, México Distrito Federal, pp. 123–145.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness : Global Meta- Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific reports* 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- Ferretti, M., 1997. Forest health assessment and monitoring - issues for consideration. *Environ. Monit. Assess.* 48, 45–72. <https://doi.org/10.1023/A:1005748702893>
- Gittleman, J.L., Funk, S., Macdonald, D., Wayne, R., 2001. *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Laidlaw, R.K., 2000. Effects of Habitat Disturbance and Protected Areas on Mammals of Peninsular Malaysia. *Conserv. Biol.* 14, 1639–1648.
- Márialigeti, S., Németh, B., Tinya, F., Ódor, P., 2009. The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. *Biodivers. Conserv.* 18, 2223–2241. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9586-6>
- Ódor, P., Király, I., Tinya, F., Bortignon, F., Nascimbene, J., 2014. Reprint of: Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 321, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.035>
- Paltto, H., Nordén, B., Götmark, F., 2008. Partial cutting as a conservation alternative for oak (*Quercus* spp.) forest - Response of bryophytes and lichens on dead wood. *For. Ecol. Manage.* 256, 536–547. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.045>
- Pearce, D.W., 2001. The economic value of forest ecosystems. *Ecosyst. Heal.* 7, 284–296. <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.2001.01037.x>
- Rodríguez, P., 2009. La diversidad beta de México: Avances e implicaciones en la conservación de la biodiversidad. *Biodiversitas* 84, 6–10.
- Rodríguez, P., Soberón, J., Arita, H.T., 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zool. Mex.* 89, 241–259.
- Torres-Colín, R., 2004. Tipos de vegetación., in: García-Mendoza, A.J., Ordoñez, M.J., Briones-Salas, M. (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund, México Distrito Federal, pp. 105–117.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcántara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García,

M.B., García, D., Gómez, J.M., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J.R., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P.J., Traveset, A., Verdú, M., Zamora, R., 2015. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct. Ecol.* 29, 299–307. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12356>