

Dinámica temporal en la diversidad de aves y mamíferos silvestres en un paisaje modificado por incendios forestales

Jorge Flores-Cano¹ , Felipe Barragán^{2,*} , Victoria Gómez-Hinojosa³ , Sandra Milena Gelviz-Gelvez⁴ 

(1) Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

(2) CONACYT-IPICYT, División de Ciencias Ambientales, Camino a la Presa San José 2055, col Lomas, 4ª sección, San Luis Potosí, México.

(3) Maestría en Ciencias Agropecuarias. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

(4) Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

*Autor de correspondencia: Felipe Barragán [felipe.barragan@ipicyt.edu.mx]

> Recibido el 03 de marzo de 2023 - Aceptado el 14 de septiembre de 2023

Como citar: Barragan, F., Gómez Hinojosa, V., Flores Cano, J., Gelviz Gelvez, S.M. 2023. Dinámica temporal en la diversidad de aves y mamíferos silvestres en un paisaje modificado por incendios forestales. *Ecosistemas* 32(3):2537. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2537>

Dinámica temporal en la diversidad de aves y mamíferos silvestres en un paisaje modificado por incendios forestales

Resumen: Los incendios forestales son el principal factor de perturbación ecológica al reducir hábitats adecuados para la alimentación y reproducción de los organismos silvestres. Nosotros evaluamos la dinámica temporal de comunidades de mamíferos y aves en un ecosistema templado sometido a un incendio forestal. El trabajo se llevó a cabo en la Sierra de Álvarez, S.L.P, México. Para responder a este objetivo, utilizamos puntos de muestreo usando cámaras trampa, considerando tres periodos de tiempo (estación seca, lluvia y fría) tanto en la zona donde ocurrió el incendio como en la parte de bosque que se había conservado. Se analizó la diversidad alfa a través de los indicadores: q^0 , q^1 y q^2 en ambas zonas. Se comparó la similitud a través de diagramas de Venn y se analizó el grado de recambio de especies entre ambas zonas y periodos de tiempo, aplicando el método de Baselga. Registramos 16 especies de mamíferos y 15 de aves. En aves, no se encontraron diferencias significativas entre los dos tratamientos, sin embargo, para mamíferos, se detectaron diferencias significativas en los tres órdenes de diversidad. Encontramos cambios en la composición de especies entre el bosque quemado y el conservado que dependen de la estación; en la estación fría, siete especies compartidas (seis mamíferos y un ave); lluvias, 11 especies compartidas (nueve mamíferos y dos aves); y seca, 11 especies compartidas (ocho mamíferos y tres aves). La abundancia y no la riqueza de especies es el factor que mejor explica la dinámica temporal encontrada con valores más altos de diversidad en la estación seca.

Palabras clave: diversidad alfa; diversidad beta; disturbio; ecosistemas; sucesión secundaria

Temporal dynamics in the diversity of birds and mammals in a landscape modified by forest fires

Abstract: Forest fires are the main factor of ecological disturbance by reducing suitable habitats for the feeding and reproduction of wild organisms. We evaluate the temporal dynamics of mammal and bird communities in a temperate ecosystem subjected to a forest fire. The work was carried out in Sierra de Álvarez, S.L.P, Mexico. To respond to this objective, we used the registration method based on sampling points using camera traps, considering three time periods (dry, rainy and cold season) both in the area where the fire occurred and in the part of the forest that had been preserved. Alpha diversity was analyzed through the indicators: q^0 , q^1 and q^2 in both areas. Similarity was compared through Venn diagrams and the degree of species turnover between both areas and time periods was analyzed, applying the Baselga method. We recorded 16 species of mammals and 15 of birds. In birds, no significant differences were found between the two treatments, however. For mammals, significant differences were detected in the three orders of diversity. We found changes in species composition between burned and preserved forest that depend on the season; in the cold season, seven shared species (six mammals and one bird); rains, 11 shared species (nine mammals and two birds); and dry, 11 shared species (eight mammals and three birds). Abundance and not species richness is the factor that best explains the temporal dynamics found with higher diversity values in the dry season.

Key words: alpha diversity; beta diversity; disturbance; ecosystems; secondary succession

Introducción

En la actualidad, todos los ecosistemas del mundo presentan cambios drásticos en su cobertura vegetal original, lo que trae consigo la pérdida y degradación del suelo, la disminución de la diversidad biológica y modificaciones en las interacciones ecológicas (MacDicken 2015). Diversos factores son los que han producido estos cambios, entre ellos, los incendios forestales han sido una de las principales amenazas en los ecosistemas,

ya que, a su paso, generan factores de perturbación ecológica, transformación del paisaje y afectación a las poblaciones de distintas especies (Chen et al. 2013; Chia et al. 2016). Más allá de que los incendios formen parte del dinamismo natural de algunos ecosistemas (e.g., las sabanas, los matorrales y los bosques), estos eventos son recurrentes, ya que el humano lo utiliza como una herramienta para el manejo de las parcelas en sistemas productivos, lo que ha llegado a convertirse en un serio factor de deterioro ambiental de los ecosistemas (Chia et al. 2016).

En México, los incendios forestales traen consigo grandes consecuencias económicas y ecológicas (Ávila-Flores et al. 2014). A nivel nacional, los ecosistemas más afectados por los incendios son los bosques templados, debido a que cuentan con cantidades considerables de carbono, el cual se convierte en una gran fuente de combustible (Zúñiga-Vásquez y Pompa-García 2019). Independientemente de la magnitud del incendio, las plantas son las principalmente afectadas, mientras que los animales, pueden desplazarse a otros ambientes para evitar el incendio (Pausas y Parr 2018). Sin embargo, una vez ocurrido el incendio, la vegetación va modelando su nueva estructura, lo que trae consigo, modificaciones en la distribución y disponibilidad de recursos, como un aumento en la cantidad de microhábitats y en la disponibilidad de alimento (Nimmo et al. 2014; Valentine et al. 2014; van Mantgem et al. 2015; Puig-Girones et al. 2020).

Para poder diseñar acciones de manejo de incendios a diferentes escalas adecuadas (Pastro et al. 2014) es de vital importancia desarrollar estudios que evalúen el estado del ecosistema después de un incendio, incluyendo la fauna silvestre, sin embargo, aún son muy escasos los artículos publicados sobre este tema, debido principalmente a la complejidad de esta interacción (Fortaine y Kennedy 2012). En México es más escasa esta información, para aves hay algunos como el de Ponce et al. 2012, quienes encontraron efectos positivos de los incendios en un bosque templado. No obstante, de lo que se conoce, se ha encontrado que hay especies de animales que modifican principalmente la estructura y la composición de sus metapoblaciones y que están sujetas a procesos de extinción local y/o repoblación de nuevas áreas (Smucker et al. 2005; Kotliar et al. 2007; Pons y Clavero 2010). Adicionalmente es importante resaltar que la escala temporal a la que ocurre la evaluación de la diversidad puede ser de gran importancia debido principalmente a la disponibilidad de recursos, que responde a factores claves en los ecosistemas como la temperatura y la precipitación. En este sentido García y Santos (2004) registran que hay una marcada diferencia entre épocas de secas vs. lluvias producto de la fenología en la floración y fructificación de muchas plantas lo cual a su vez determina la disponibilidad de refugio y/o alimento para muchos organismos. En consecuencia, es importante saber si los cambios estacionales que fluctúan a través del año influyen la dinámica de la fauna silvestre (estructura y composición espacial) en estos paisajes modificados por incendios forestales, sobre todo, si partimos de la hipótesis de que la variación temporal de los factores climáticos (temperatura y precipitación) son los que determinan la estructura de la vegetación a través del año (Leigh et al. 1982).

Entre los vertebrados, los mamíferos son especies idóneas para evaluar la afectación del fuego, tanto en la biodiversidad como en la dinámica temporal de sus poblaciones (post-incendio), ya que son especies indicadoras de la condición ecológica de los ecosistemas, intervienen en el ciclo de nutrientes, son dispersores de semillas y regulan poblaciones de carroñeros o herbívoros, entre otras (Gittleman y Gompper 2005; Wilmers et al. 2003; McShea 2005). Incluso, algunas especies son consideradas bioindicadores del estado de conservación de los ecosistemas (Rumms 2010), debido a su tolerancia o facilidad de adaptación a las modificaciones de su hábitat, mientras que otras especies desaparecen del ecosistema por ser más susceptibles o tener mayores requerimientos de hábitat; por consiguiente, las condiciones del ecosistema son un factor importante para el mantenimiento o permanencia de la biodiversidad (Del-fin-Alfonso et al. 2011). Por otra parte, las aves son un modelo en estudios biológicos para evaluar el estado de conservación de los hábitats, ya que su presencia o ausencia indican la diversidad e integridad ecosistémica (Palacio Nuñez et al. 2007; Alexandrino et al. 2017). El efecto del fuego sobre las aves a través y dentro de las regiones (Kotliar et al. 2002; Saab y Powell 2005) ha recibido especial atención en América del Norte, con el 60% de las publicaciones (Leidolf y Bissonette 2009) revelando que algunas especies como los pájaros carpinteros (*Melanerpes lewis*) resultan beneficiadas con la presencia del fuego, mientras que otras especies como la reinita cabecigualda y el rascador

zarcero (*Dendroica occidentalis* y *Pipilo erythrophthalmus*) se ha reportado que sus poblaciones disminuyen drásticamente (Bagne 2011; Ponce et al. 2012).

En este contexto, desarrollar estudios que evalúen la diversidad de aves y mamíferos silvestres en paisajes modificados por los incendios en México, permitirían conocer los patrones de actividad y distribución de especies vulnerables o generalistas, así como estimar su abundancia para detectar cambios en sus poblaciones en función del manejo de los ecosistemas. En San Luis Potosí (S.L.P.), en tan solo un año (2019) se presentaron alrededor de 58 eventos de incendio, afectando cerca de 23 mil hectáreas. Del total de las hectáreas afectadas, el 95.32 % correspondió a estrato arbustivo, herbáceo, hojarasca y suelo orgánico mientras que el 4.68 % restante fue de arbolado adulto y de renuevo (CONAFOR 2021). Por todo lo anteriormente expuesto, el objetivo de este trabajo es evaluar la dinámica temporal de la comunidad de aves y mamíferos silvestres en un ecosistema templado sometido a incendios forestales en Sierra de Álvarez, S.L.P. La hipótesis que se plantea en este estudio es que el sitio con presencia de incendio presentará una menor diversidad de especies, en particular durante la estación seca, debido a la suma de las modificaciones en la vegetación y los factores climáticos adversos (propios de la estación de seca) que produce una menor disponibilidad de condiciones y recursos.

Método

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la Unidad de Manejo Ambiental para la Conservación de la Vida silvestre (UMA) San Rafael (SEMARNAT-UMA EXT0123SLP), ubicada al suroeste de Sierra de Álvarez, en el municipio de Rioverde, en S.L.P. México (21°40'48.69" N-100°04'28.15" O) a una altitud de 1748 msnm. Los objetivos de esta UMA van encaminados promover la conservación de las especies con distribución natural en el área (*Odocoileus virginianus*, *Cyrtonyx montezumae*, *Colinus virginianus*, *Meleagris gallopavo*, *Zenaida asiática* y *Sylvilagus floridanus*) y de sus hábitats asociados; y cuenta con una extensión de 943.11 ha. En esta región predomina un clima templado subhúmedo, con temperatura promedio mensual de la temporada de secas de 23.7°C, lluvias de 23.9°C y fría de 18.7°C; y con un promedio mensual de precipitación en la temporada de seca de 0.8 mm, lluvias de 4.2 mm y fría de 1.2 mm (García 2004; www.clicom-mex.cicese.mx). La vegetación predominante es de bosque de pináceas-quercíneas, bosque de quercíneas-pináceas, y vegetación arbustiva. Las especies características son *Pinus teocote* Cham. & Schltdl., *Pinus montezumae* Gordon, *Pinus devoniana* Lindl., *Quercus resinosa* Liebm., *Q. affinis* M. Martens & Galeotti, *Q. viminea* Trel., *Q. splendens* Née, *Q. montana* Willd., *Arctostaphylos oxacana* DC., *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst., *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn., *Arctostaphylos hookeri* G. Don, y *Mimosa aculeaticarpa* var. *biuncifera* (Benth.) Barneby (Herrera 2010).

Trabajo de campo

Previo a los muestreos, se realizaron recorridos por todo el predio de la UMA para determinar la extensión de la porción afectada por el incendio, y a partir de eso se diseñó el muestreo de las aves y mamíferos. En el diseño fueron considerados tres periodos de tiempo para realizar el muestreo: estación seca (marzo - mayo, 2021), estación de lluvias (julio - septiembre, 2021), y estación fría (octubre - diciembre, 2021), y se establecieron ocho puntos de monitoreo (dos cámara- trampa por cada punto). Se distribuyeron cuatro puntos de monitoreo en cada condición del bosque: zonas donde hubo incendios (bosque quemado) y en las zonas que no presentaron incendios (bosque conservado). Se buscaron sitios estratégicos tomando en cuenta, cuerpos de agua, senderos o rastros de presencia de fauna como huellas, excretas o rascaderos, para colocar las cámaras-trampa (Díaz-Pulido y Payán 2012). Se buscó que cada punto de monitoreo estuviera a una distancia mínima de 500 m, de separación

entre estaciones, para tener muestras independientes. En cada punto de muestreo se realizó una limpieza de la vegetación herbácea, para disminuir la toma excesiva de fotografías, producto del movimiento de la vegetación por el viento. La ubicación de cada estación de foto trapeo fue georreferenciada con un Sistema de Geoposicionamiento Global (GPS) Etrex 20 GARMIN. Las cámaras fueron Bushnell Trophy Cam HD (cámaras con sensor PIR de 78.7 ft y flash de visión nocturna de 78.7 ft), ajustes de imagen de alta resolución (3, 8, o 20MP), velocidad de disparo de 7 segundos (elaboradas en los Estados Unidos) y se colocaron a una altura de 30 a 40 cm del nivel de suelo, con una programación activa de 24 horas, tres tomas consecutivas por intervalos de cinco segundos, durante los nueve meses que cubrieron las tres estaciones del año (tres meses de muestreo por estación). Estas cámaras se revisaron periódicamente para registrar datos, depurar memorias y sustituir baterías cuando fue necesario. Se consideró un rango de 24 h para clasificar a los registros individuales de cada especie como registros independientes (Monroy y Velázquez 2002).

Análisis de datos

Para el análisis de la diversidad alfa, se obtuvieron los estimadores de diversidad propuestos por Jost (2006), quien divide la diversidad en tres órdenes de magnitud: q^0 representa la riqueza de especies y no es sensible a la abundancia, q^1 se refiere al número efectivo de especies o exponencial del índice de diversidad de Shannon-Wiener el cual considera todas las especies igualmente abundantes, y q^2 es el inverso de Simpson y da peso a las especies dominantes. Estos valores de diversidad se obtuvieron utilizando las curvas de rarefacción con interpolación y extrapolación, basada en el tamaño de la muestra. Para determinar si existe diferencias entre las dos condiciones del bosque (quemado y conservado) y entre las tres estaciones del año (lluvia, seca y fría) se utilizaron los intervalos de confianza (IC) al 95%. Estos análisis se realizaron por separado para el grupo de las aves y para el grupo de los mamíferos. Para estos análisis se usó el programa iNEXT (Hsieh y Chao 2016).

Para el análisis de la diversidad beta, primero se analizó la composición de especies de aves y mamíferos a través de comparaciones entre las especies encontradas en las estaciones del año y entre las dos condiciones de bosque, usando diagramas de Venn, las cuales muestran las especies compartidas y exclusivas de cada condición (Calderon y Moreno 2019), para ello se utilizó el software Venny 2.1 (Oliverus 2015). Después, la diversidad beta fue evaluada con base en la propuesta de Baselga (2010), quien mide la disimilitud. Este análisis se realizó para las aves y para los mamíferos, se utilizaron datos de abundancia (para el análisis de disimilitud de Sorensen) y datos de presencia/ausencia (para análisis de disimilitud de Jaccard). Con este análisis se comparó la diversidad beta entre condiciones (bosque quemado y bosque conservado) y entre las tres estaciones del año (lluvia, seca y fría). El análisis se realizó en el programa R (R Core Team 2018) utilizando el paquete *betapart* (Baselga y Orme 2012).

Para visualizar estas comparaciones en la composición de la diversidad de aves y mamíferos, entre las dos condiciones del bosque durante las estaciones del año, se realizó un escalado multidimensional no paramétrico (NMDS) con base en la disimilitud de Bray-Curtis (para datos de abundancia) y Jaccard (para datos de presencia/ausencia). El NMDS fue construido con el software Past versión 3.24. (Hammer et al. 2019).

Resultados

En la UMA de San Rafael, la superficie total afectada por los incendios ocurridos en el año 2019 fue de alrededor de 500 has, lo que representa el 50% del total de su superficie. A pesar de que no se pudo cuantificar la extensión por separado, fue notorio que el tipo de vegetación más afectado fue el bosque de pináceas y de quercíneas, y en menor grado la vegetación forestal arbustiva.

En total se registraron 31 especies de vertebrados terrestres, que corresponde a 16 especies de mamíferos y 15 especies de

aves (Tabla 1; Fig. 1). No se encontraron diferencias significativas entre el bosque quemado y el bosque conservado en ninguno de los tres órdenes de diversidad en aves (Tabla 2; Fig. 2). Sin embargo, para mamíferos, se encontraron diferencias significativas entre las dos condiciones (bosque quemado y bosque conservado) en los tres órdenes de diversidad, siendo la riqueza de especies (q^0) mayor en el bosque conservado que en el bosque quemado, mientras que para q^1 y q^2 los valores más altos se encontraron en el bosque quemado (Tabla 2; Fig. 2).

En el análisis de la diversidad de mamíferos, en la estación fría solo se encontraron diferencias significativas en q^0 , siendo el bosque conservado quien mantuvo la mayor diversidad, mientras que para q^1 y q^2 no se encontraron diferencias significativas. Por el contrario, en la estación de lluvias no se encontraron diferencias en la diversidad q^0 , pero si en q^1 y q^2 , siendo el bosque quemado el de mayor diversidad. En la estación seca, no se encontraron diferencias entre las condiciones para ninguno de los órdenes de diversidad (Tabla 2; Fig. 3). En cuanto al análisis de la diversidad de aves entre bosque conservado y quemado durante las estaciones del año, no se encontraron diferencias significativas en los tres valores de diversidad alfa. En la estación fría y de lluvias solo se observaron tendencias que señalan al bosque conservado con mayor riqueza de especies, mientras que en la estación seca la tendencia señala al bosque quemado como el más diverso (Tabla 2; Fig. 4).

En relación con los cambios en la composición de especies entre el bosque quemado y el bosque conservado, en la estación fría, siete especies fueron compartidas de las cuales seis fueron mamíferos y una de ave; encontramos cinco especies exclusivas al bosque conservado (cuatro de mamíferos y una de ave), y cuatro exclusivas al bosque quemado (todas de mamíferos). En la estación de lluvias se comparten 11 especies, de las cuales nueve fueron de mamíferos y dos de aves; encontramos cuatro exclusivas del bosque conservado (tres de mamíferos y una de ave) y nueve exclusivas al quemado (una de mamíferos y ocho de aves). En la estación seca también fueron 11 las especies compartidas, de las cuales ocho fueron de mamíferos y tres de aves, el bosque conservado presentó nueve especies exclusivas (tres de mamíferos y seis de aves) y el bosque quemado con cuatro especies exclusivas (una de mamífero y tres de aves) (Fig. 5a). En cuanto a la comparación de la diversidad beta estacional entre los sitios conservados y quemados encontramos, con datos de abundancia para mamíferos fue: $\beta_{\text{lluvias}} = 0.61$; $\beta_{\text{seca}} = 0.56$; $\beta_{\text{fría}} = 0.57$, y con datos de presencia/ausencia ($\beta_{\text{lluvias}} = 0.25$; $\beta_{\text{seca}} = 0.18$; $\beta_{\text{fría}} = 0.25$). Mientras que, para aves con datos de abundancia, la comparación de sitios conservados y quemados fue: $\beta_{\text{lluvias}} = 0.79$; $\beta_{\text{seca}} = 0.77$; $\beta_{\text{fría}} = 0.68$, con datos de presencia/ausencia: $\beta_{\text{lluvias}} = 0.60$; $\beta_{\text{seca}} = 0.53$; $\beta_{\text{fría}} = 0.71$. Esto se pudo visualizar a través del NMDS en donde se puede apreciar, en el caso de mamíferos, que los sitios conservados son muy distintos de los sitios quemados en las tres estaciones del año (con datos de abundancia), mientras que con datos de presencia/ausencia la composición de las comunidades de las diferentes estaciones se entremezclan los conservados y los quemados (Fig. 6). En el caso de las aves, no se aprecia un patrón claro en estas diferencias, tanto con abundancias como con presencia/ausencia (Fig. 6).

En cuanto a los cambios en la composición de especies entre las estaciones del año en el bosque conservado, estuvieron diez especies presentes en las tres estaciones (especies compartidas) de las cuales nueve fueron mamíferos y una de ave, mientras que en la estación fría solo hubo una especie exclusiva y dos especies en lluvias, en ambos casos solo de mamíferos, y en seca fueron siete especies las exclusivas, de las cuales seis fueron aves y una de mamífero (Fig. 5b); por su parte, en el sitio quemado, encontramos siete especies compartidas entre las tres estaciones del año, de las cuales cinco fueron mamíferos y dos de aves. Encontramos una especie de ave exclusiva a la estación fría, cinco especies en la de lluvias (cuatro especies de aves y una de mamífero) y ninguna especie exclusiva en la estación seca (Fig. 5b).

Tabla 1. Lista de especies de mamíferos y aves encontradas en un paisaje modificado por incendios forestales en el suroeste del ANP Sierra de Álvarez, San Luis Potosí (México central). En cada condición del bosque (conservado o quemado), se han colocado las iniciales de la estación del año en que estuvo presente: LI = Lluvias, S = Seca, y F = Fría.

Table 1. List of wild vertebrate species (mammals and birds) found in a landscape modified by forest fires in the southwest of the ANP Sierra de Álvarez, San Luis Potosí (central Mexico). In each condition of the forest (preserved or burned), the initials of the season of the year in which it was present have been placed: LI = Rainy, S = Dry, and F = Cold.

	Acrónimo	Conservado	Quemado	Abundancia total
Aves	<i>Aphelocoma wollweberi</i> (Kaup, 1854)	LI, S	F, LI, S	16
	<i>Catharus ustulatus</i> (Nuttall, 1840)	S	F, S	6
	<i>Corvus corax</i> (Linnaeus, 1758)	S	LI	2
	<i>Geococcyx californianus</i> (Lesson, 1829)	S	LI	7
	<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)		LI, S	3
	<i>Melanerpes formicivorus</i> (Swainson, 1827)		F, LI	4
	<i>Pheucticus melanocephalus</i> (Swainson, 1827)		LI	1
	<i>Pipilo maculatus</i> (Swainson, 1827)	LI, S		3
	<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	F, S		3
	<i>Setophaga townsendi</i> (Townsend, 1837)	S		1
	<i>Sialia sialis</i> (Linnaeus, 1758)	S	LI	3
	sin ID	LI		1
	<i>Turdus grayi</i> (Bonaparte, 1838)		LI, S	3
	<i>Turdus migratorius</i> (Linnaeus, 1766)		LI, S	20
	<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)		F	1
Mamíferos	<i>Bassariscus astutus</i> (Lichtenstein, 1830)	F		3
	<i>Conepatus leuconotus</i> (Lichtenstein, 1832)	F, LI, S	F, LI, S	31
	<i>Didelphis marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	F, LI, S	F, LI, S	42
	<i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	F, LI, S	LI, S	9
	<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein 1832	F, LI, S	LI, S	55
	<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	LI	LI	6
	<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	F, LI, S	F, LI, S	243
	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	F, LI, S	F, LI	77
	<i>Peromyscus</i> spp.	S	LI, S	26
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	LI, S		4
	<i>Sciurus aureogaster</i> (F. Cuvier, 1829)	LI		3
	<i>Sciurus oculatus</i> (Peters, 1863)	F, LI, S	F, LI, S	114
	sin ID	S	LI, S	6
	<i>Spilogale gracilis</i> (Merriam, 1890)		LI, S	4
	<i>Sylvilagus</i> spp	F, LI, S		13
	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	F, LI, S	F, LI, S	59



Figura 1. Registros de las imágenes captadas por las cámaras trampa en la UMA San Rafael. De izquierda a derecha *Geococcyx californicus*, *Odocoileus virginianus*, *Puma concolor* y *Lynx rufus*.

Figure 1. Records of the images captured by the camera traps at the UMA San Rafael. From left to right *Geococcyx californicus*, *Odocoileus virginianus*, *Puma concolor* and *Lynx rufus*.

Tabla 2. Valores de diversidad alfa para las condiciones del bosque totales y por cada estación del año, tanto para aves como para mamíferos registrados en el suroeste de la ANP Sierra de Álvarez, San Luis Potosí (México central). Orden.q= el orden de diversidad de q; qD= la diversidad estimada de orden q. qD.LCL, qD.UCL= los límites de confianza superior e inferior de bootstrap para la diversidad de orden q en el nivel especificado en la configuración (con un valor predeterminado de 0.95).

Table 2. Alpha diversity values for total forest conditions and for each season of the year, both for birds and mammals recorded in the southwest of the ANP Sierra de Álvarez, San Luis Potosí (central Mexico). Order.q= the order of diversity of q; qD= the estimated diversity of order q. qD.LCL, qD.UCL= the bootstrap upper and lower confidence bounds for the diversity of order q at the level specified in the configuration (with a default value of 0.95).

	Condición	Orden.q	qD	Aves		Mamíferos		
				qD.LCL	qD.UCL	qD	qD.LCL	qD.UCL
Total	Conservada	0	9.0	2.7	15.3	15.0	12.9	17.1
		1	7.4	2.6	12.1	6.4	5.6	7.1
		2	6.2	2.3	10.1	3.8	3.4	4.3
	Quemada	0	11.0	0.0	26.9	12.0	11.4	12.6
		1	6.2	3.2	9.2	8.2	7.4	9.0
		2	4.3	3.0	5.7	6.2	5.5	7.0
Seca	Conservada	0	8.0	3.4	12.6	12.0	8.9	15.1
		1	6.3	2.4	10.3	8.7	7.6	9.8
		2	5.1	2.1	8.1	7.4	6.4	8.4
	Quemada	0	5.0	2.1	7.9	10.0	7.6	12.4
		1	3.3	2.0	4.7	8.5	6.8	10.1
		2	2.6	1.6	3.7	7.4	5.3	9.4
Lluvias	Conservada	0	3.0	1.1	4.9	12.0	8.0	16.0
		1	3.0	1.5	4.5	3.7	3.1	4.3
		2	3.0	1.1	4.9	2.2	1.8	2.7
	Quemada	0	9.0	2.1	15.9	12.0	10.0	14.0
		1	6.4	2.8	10.0	8.1	7.1	9.1
		2	4.9	2.9	7.0	6.4	5.1	7.8
Fría	Conservada	0	1.0	1.0	1.0	10.0	6.6	13.4
		1	1.0	1.0	1.0	5.0	4.2	5.9
		2	1.0	1.0	1.0	3.3	2.6	3.9
	Quemada	0	4.0	0.0	8.2	6.0	5.0	7.0
		1	3.6	0.2	7.0	4.5	3.9	5.2
		2	3.3	1.7	4.8	3.8	2.9	4.7

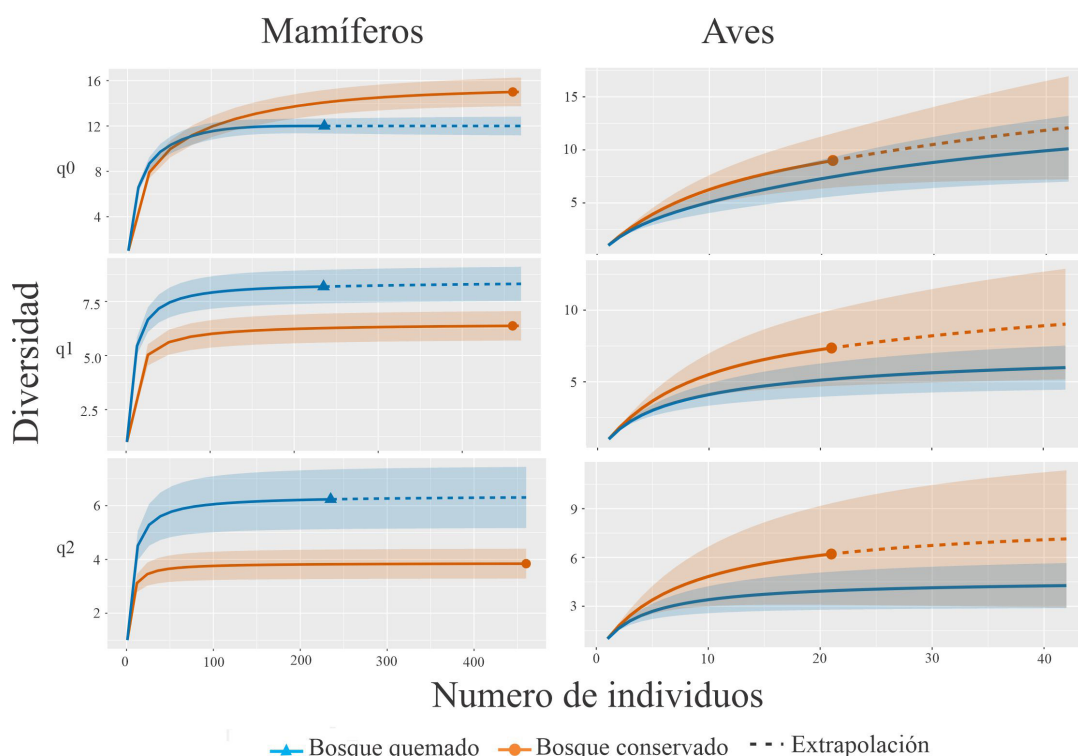


Figura 2. Comparación en los valores de diversidad alfa, con base en el número de individuos en cada condición del bosque (conservado y quemado) para las comunidades de mamíferos y aves de un paisaje en la Sierra de Álvarez en San Luis Potosí. Las diferencias significativas se determinan a través de la no superposición de los intervalos de confianza señalados a través del color sombreado en cada línea.

Figure 2. Comparison of alpha diversity values, based on the number of individuals in each forest condition (preserved and burnt) for mammal and bird communities in a landscape of Sierra forest Alvarez in San Luis Potosí. The significant differences are determined through the non-overlapping of the confidence intervals indicated by the shaded color in each line.

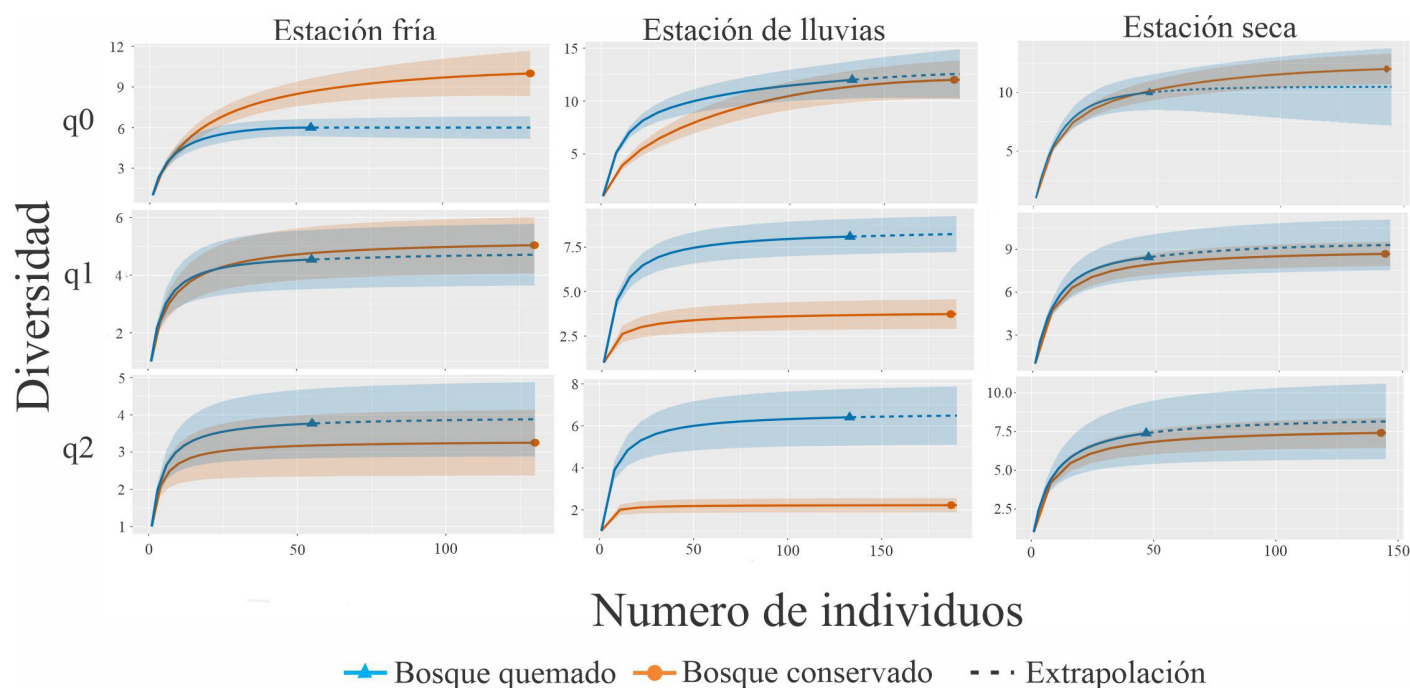


Figura 3. Cambios en la diversidad alfa entre las dos condiciones de bosque (conservado y quemado) durante las estaciones del año (seca, lluvias y fría) de las comunidades de mamíferos en un paisaje de la sierra de Álvarez en San Luis Potosí. Las diferencias significativas se determinan a través de la no superposición de los intervalos de confianza señalados a través del color sombreado en cada línea.

Figure 3. Changes in alpha diversity between the two forest conditions (preserved and burnt) of mammalian communities during the seasons of the year (dry, rainy, and cold) in landscape of the Sierra de Álvarez in San Luis Potosí. The significant differences are determined through the non-overlapping of the confidence intervals indicated by the shaded color in each line.

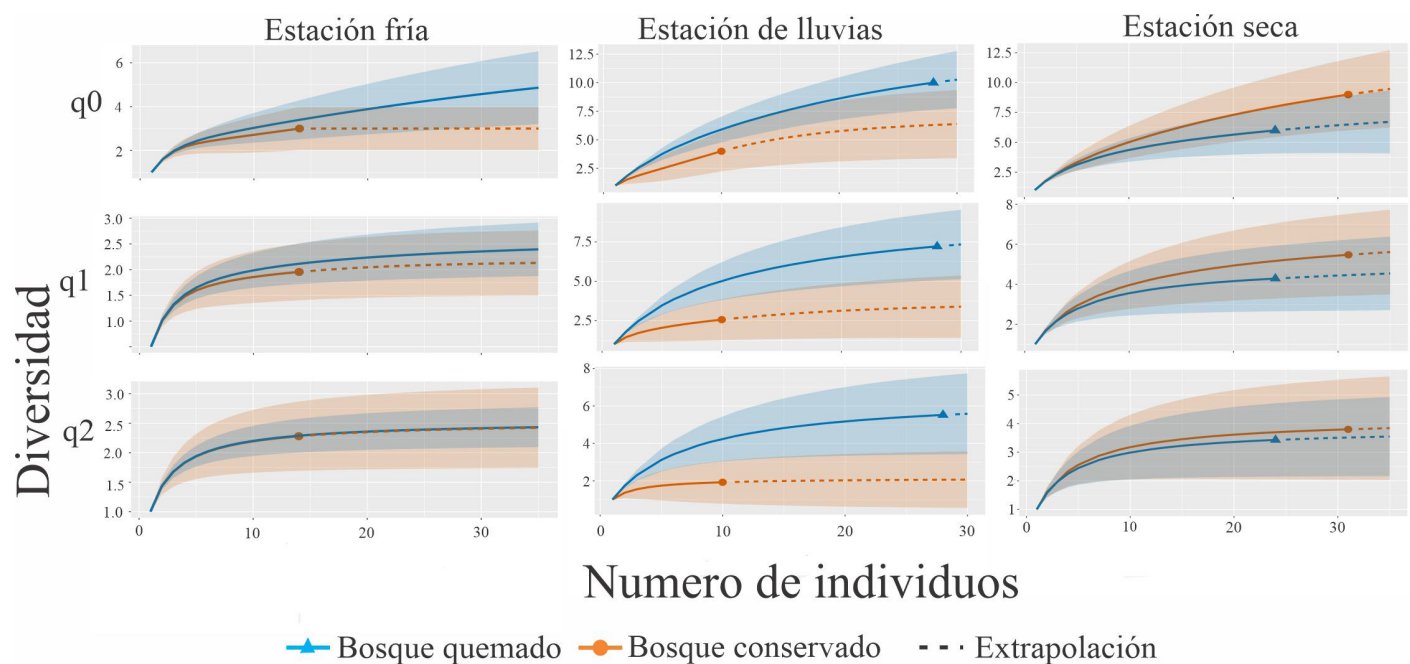


Figura 4. Cambios en la diversidad alfa entre las dos condiciones de bosque (conservado y quemado) durante las estaciones del año (seca, lluvias y fría) de las comunidades de aves en un paisaje de la sierra de Álvarez en San Luis Potosí. Las diferencias significativas se determinan a través de la no superposición de los intervalos de confianza señalados a través del color sombreado en cada línea.

Figure 4. Changes in alpha diversity between the two forest conditions (preserved and burned) during the seasons of the year (dry, rainy, and cold) of bird communities in landscape of the Sierra de Álvarez in San Luis Potosí. The significant differences are determined through the non-overlapping of the confidence intervals indicated by the shaded color in each line.

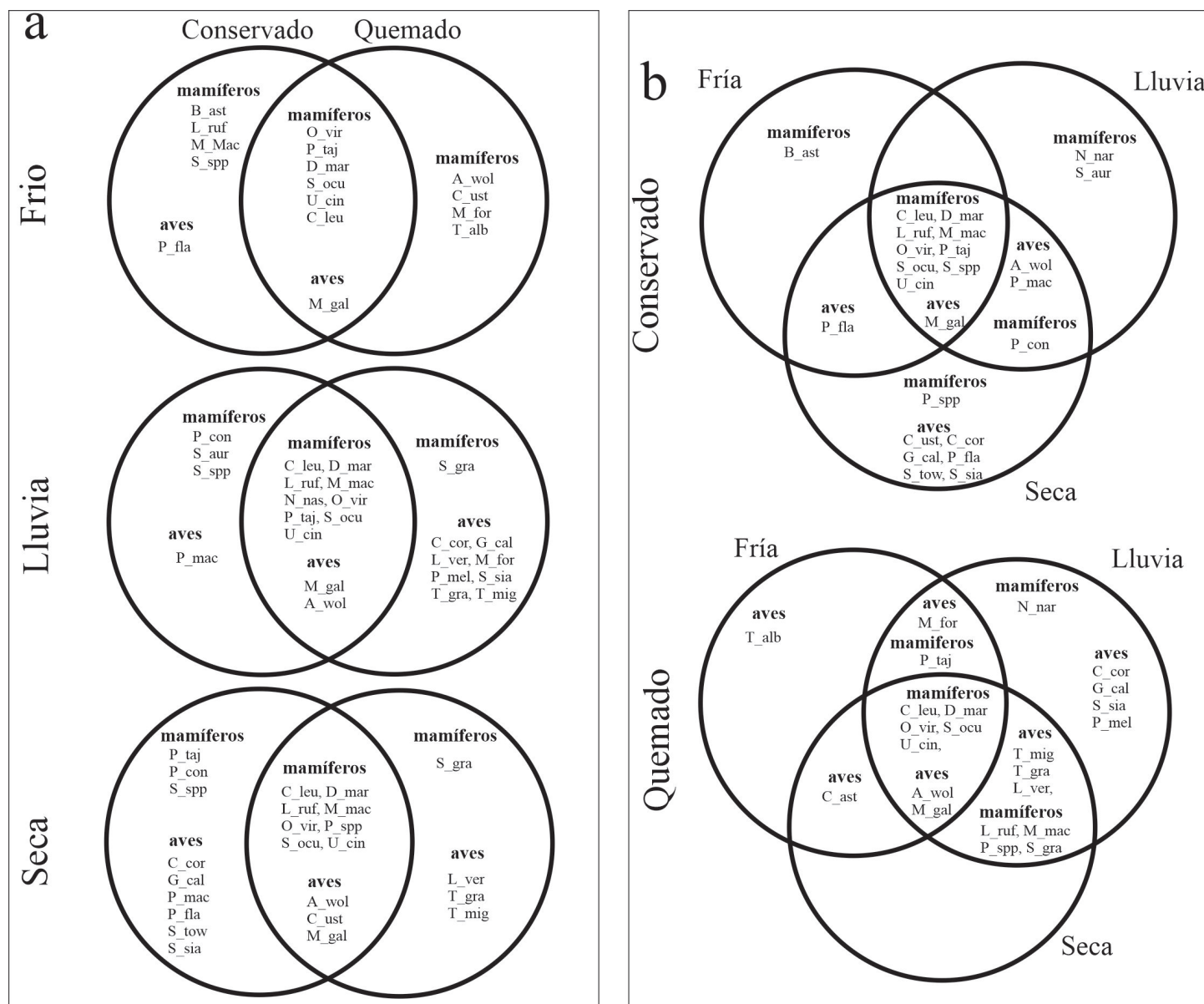


Figura 5. Diagrama de Venn que representa los cambios en la composición de especies de mamíferos y aves entre: a) condición de bosque quemado y conservado separado por estaciones del año; y b) entre las estaciones de año, separados por tipo de bosque.

Figure 5. Venn diagram that represents the changes in the composition of species of mammals and birds, between a) condition of burned and preserved forest separated by seasons of the year; and b) between the seasons of the year, separated by type of forest.

En cuanto a la comparación de la diversidad beta estacional para los sitios conservados encontramos, con datos de abundancia para mamíferos: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.55$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.29$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.42$, y con datos de presencia/ausencia ($\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.17$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.18$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.18$). Mientras que, para aves con datos de abundancia: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.52$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.29$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.64$, con datos de presencia/ausencia: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.43$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.67$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.67$. Por su parte en los sitios quemados, para mamíferos con datos de abundancias: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.53$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.41$; $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.47$, y con datos de presencia/ausencia ($\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.09$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.33$; $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.38$). Mientras que, para aves

con datos de abundancia: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.33$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.80$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.73$, con datos de presencia/ausencia: $\beta_{\text{lluvias, secas}} = 0.33$; $\beta_{\text{lluvias, fría}} = 0.63$; $\beta_{\text{fría, secas}} = 0.50$. Esto se pudo visualizar a través del NMDS en donde se puede apreciar, en el caso de mamíferos, que los sitios conservados son muy distintos de los sitios quemados en las tres estaciones del año (con datos de abundancia), mientras que con datos de presencia/ausencia la composición de las comunidades de las diferentes estaciones se entremezclan los conservados y los quemados (Fig. 6). En el caso de las aves, no se parecía un patrón claro en estas diferencias, tanto con abundancias como con presencia/ausencia (Fig. 6).

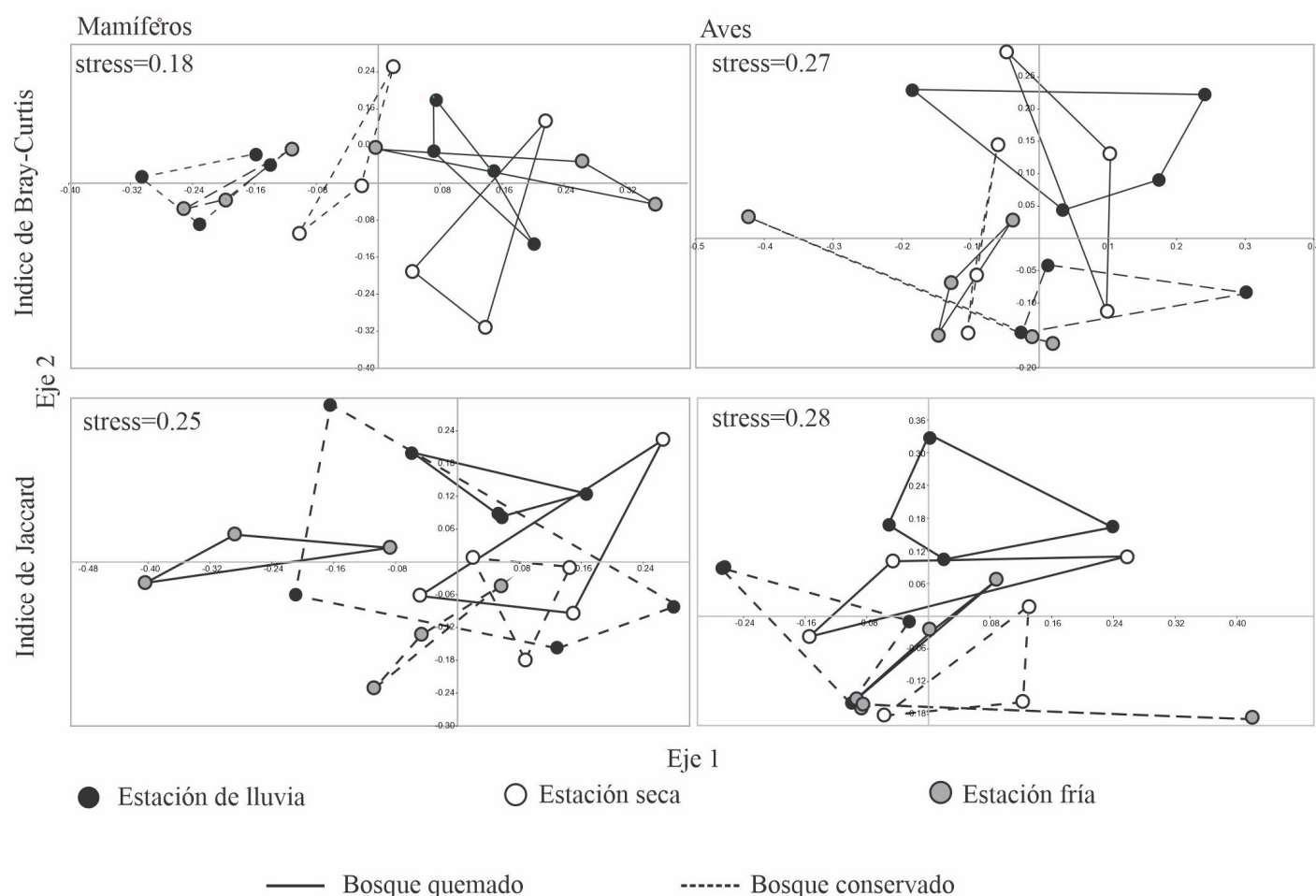


Figura 6. Descripción gráfica a través de un NMDS de la distribución de los sitios en las tres estaciones del año de los mamíferos y aves registrados en un paisaje de la sierra de Álvarez en San Luis Potosí. Con base en la abundancia de especies, medido a través del indicador de Bray-Curtis; y con base a la riqueza de especies (presencia/ausencia), medido a través del indicador de Jaccard.

Figure 6. Graphic description through an NMDS of the distribution of the sites in the three seasons of the year of the terrestrial vertebrates recorded in the Sierra de Álvarez in San Luis Potosí. Based on the abundance of species, measured through the Bray-Curtis index; and based on species richness (presence/absence), measured through the Jaccard index.

Discusión

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran una tendencia que puede estar señalando a que eventos de incendios puntuales, como el que analizamos, no representa un cambio significativo en la diversidad de aves, pero sí en la diversidad de mamíferos, a pesar de que solo registramos a las especies a través de cámaras trampa. Este resultado debe de tomarse con cautela, ya que el método utilizado no evalúa todos los grupos de aves, solo aquellas especies que son susceptibles de ser registradas mediante fototrampeo.

A pesar de que no hubo diferencias significativas en la diversidad de especies de aves, si encontramos que la disimilitud fue alta (entre 53 y 79%), lo que quiere decir que el conjunto de especies que conforman las comunidades bosques quemados y conservados no es la misma, compartiendo solo tres especies. Consideramos que no se registraron diferencias en la diversidad de aves debido a que las áreas quemadas favorecen el acceso de semillas, ya que eventos de fuego puntuales solo elimina la vegetación densa y deja el suelo descubierto (Woinarski 1990) lo que favorece que especies que se encuentran en los parches de vegetación a los alrededores de los sitios quemados, los usen para forrajear.

Por su parte, con los mamíferos encontramos cambios interesantes. En primer lugar, demostramos que la estación seca del año no juega un papel determinante en la diversidad de mamíferos en este paisaje modificado por un evento puntual de incendio. Sin embargo, en la estación fría encontramos cambios signifi-

cativos entre las dos condiciones del bosque (quemado y conservado) únicamente en la riqueza de especies, siendo el bosque conservado el de mayor número de especies. En contraste, la estación de lluvias sí tuvo una influencia significativamente positiva en la diversidad que habitan en el bosque quemado, pero solamente en la diversidad de orden q^1 y q^2 . Estos resultados revelan que esta dinámica espacial y temporal de los mamíferos está determinada por la abundancia de las especies. Por ejemplo, al comparar la riqueza de especies en lluvias, esta no presentó cambios significativos, sin embargo, al incluir la abundancia de las especies, se apreciaron cambios significativos en la diversidad, el bosque quemado mantuvo los valores más altos de diversidad, esto quiere decir que a pesar de que el número de especies no cambia sustancialmente, la cantidad de individuos si se ve favorecida, e incluso las dominancias tienden a distribuirse de manera más homogénea entre todas las especies.

Los resultados de estas dos estaciones del año (fría y lluvias) tienen sentido, ya que son estaciones que se caracterizan por tener mayor humedad, lo que favorece que los árboles (de hoja perenne, principalmente) respondan rápidamente ante los eventos de lluvia en términos de crecimiento apical (Westoby 1979). Asimismo, la actividad y abundancia de insectos también se ve favorecida en sitios quemados, una vez que ocurren las lluvias (Blanche et al. 2001). Estos cambios son los pulsos que reactivan la cadena trófica para diferentes organismos, principalmente los de talla pequeña y herbívoros (Ludwig et al. 1997; Blanche et al. 2001), desencadenando la presencia de otros organismos más grandes como los depredadores.

Con los mamíferos la disimilitud no fue tan alta, ya que entre las dos condiciones se compartieron 10 especies y solo cinco fueron exclusivas a alguna condición. La condición conservada presentó cuatro especies exclusivas: conejo, puma, cacomixtle norteño y ardilla gris (*Silvilagus spp.*, *Puma concolor*, *Bassariscus astutus* y *Sciurus aureogaster*), y la condición quemada solo encontramos una especie exclusiva el zorrillo manchado (*Spilogale gracilis*). En este sentido, encontramos que tanto en la estación de lluvias como en secas, pocas especies fueron las dominantes en cuanto el número de registros, entre las que destacan el venado cola blanca, ardilla y pecarí (*O. virginianus*, *S. oculatus*, y *P. tajacu*), quienes en conjunto representaron más del 60% del número de registros totales; mientras que en la estación seca no encontramos especies altamente dominantes; las más abundantes como el zorrillo, venado cola blanca y tlacuache (*M. macroura*, *O. virginianus*, y *D. marsupialis*), cada uno representó alrededor del 10% de los registros totales. Mientras que, a nivel de condición de bosque, en el conservado solo tres especies representaron el 60% de las abundancias: venado cola blanca, ardilla y pecarí (*O. virginianus*, *S. oculatus* y *P. tajacu*), mientras que en el bosque quemado fueron seis las especies que representaron ese porcentaje: ardilla, venado cola blanca, pecarí, guajolote norteño, zorra gris y zorrillo de espalda blanca (*S. oculatus*, *O. virginianus*, *P. tajacu*, *M. gallopavo*, *U. cinereoar-genteus* y *C. leuconotus*), encontrándose, además, una mayor uniformidad en la distribución de la abundancia por especie.

Las poblaciones de algunas especies aumentan después de algún evento de fuego, pero esto no quiere decir que sea una adaptación evolutiva para sobrevivir, simplemente se adaptan a las nuevas condiciones temporales generadas (Pausas y Parr 2018). El fuego provoca que el entorno posterior al incendio presente condiciones muy diferentes, previas al incendio, lo que es aprovechado por algunos animales, que llegan a alterar su dieta y comportamiento (Stawski et al. 2015; O'Donnell et al. 2016). Además, el fuego puede generar heterogeneidad espacial y temporal que diversifica el hábitat disponible para la vida silvestre, como se registró con las especies de mamíferos, favoreciendo a especies nativas lo que a su vez puede generar mayor diversidad (Noss et al. 2006). Por otro lado, el período posterior al incendio puede brindar una ventana de salud y oportunidad para muchos vertebrados; por ejemplo, muchos parásitos, incluidas las garrapatas, tienen una etapa de vida en la vegetación, el fuego también puede beneficiar a algunos vertebrados al matar los parásitos y reducir la propagación de enfermedades (Scasta 2015).

Cabe destacar la importancia de las especies consideradas sombrilla, ya que son de interés ecológico porque su presencia ante estos eventos pueden tener efectos en cascada positivos en otros niveles tróficos (por ejemplo, depredadores) y especies que interactúan (Hovick et al. 2017; Pausas y Parr 2018). En este estudio fue detectada la presencia de especies como venado cola blanca, pecarí, puma y lince (*O. virginianus*, *P. tajacu*, *P. concolor*, y *L. rufus*), los cuales estuvieron presentes en ambas condiciones, pero con mayor presencia en el bosque conservado.

En cuanto a los valores de diversidad beta, las comparaciones entre la condición conservada con la quemada, no variaron significativamente a través de las tres estaciones del año (frío, lluvia y seca), tanto con datos de abundancia como de presencia/ausencia de las especies, en términos generales la disimilitud fue por arriba del 50% para los dos grupos biológicos. Esta dinámica espacial y temporal de los vertebrados silvestres son respuesta de la capacidad de movimiento que los animales tienen para su búsqueda diaria de alimento dentro de un área de distribución hasta la dispersión y migración a larga distancia (Jeltsch et al. 2013). Pero sobre todo, como respuesta a los cambios ambientales que se presentan durante un ciclo anual, ya que a medida que la estructura y la composición de la vegetación cambian durante la sucesión posterior al incendio, también cambia el tipo, la abundancia y la distribución de los recursos disponibles para los animales, incluidos alimento, micro hábitats

para refugio y áreas de forrajeo (Nimmo et al. 2014; Valentine et al. 2014; van Mantgem et al. 2015) los cuales depende completamente de las condiciones ambientales que se presentan durante las diferentes estaciones del año.

Por lo tanto, para entender de manera más eficiente los mecanismos de recuperación posteriores al incendio es necesario evaluar con mayor precisión el papel de la abundancia y distribución de los organismos que habitan estos lugares, y definir si esto se debe a la sobrevivencia del fuego o a la rápida colonización de sitios adyacentes, por ello, de acuerdo a Banks et al. (2011 y referencias ahí citadas) es necesario caracterizar los patrones demográficos de las especies sobrevivientes al incendio y analizar su disponibilidad de hábitat y refugios a los alrededores, ya que estos podrían ser los mecanismos determinantes que impulsan esta dinámica espacio temporal y recuperación del ecosistema después del incendio.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo contribuyen al conocimiento del papel que juega los incendios forestales en la dinámica espacial y temporal de la fauna silvestre. Los incendios ocurridos en el área de estudio durante el 2019 con una magnitud de 500 has afectadas, aparentemente no fue un factor de influencia negativa para la diversidad de fauna en general, aunque si para algunas especies en particular como el puma, que no se vio ningún registro en el bosque quemado.

Las condiciones que genera un evento como el fuego parece favorecer a la fauna en la dinámica temporal, ya que encontramos mayor diversidad en el bosque quemado en la estación de lluvias. Aunque hay que tener en cuenta que para obtener mayores conclusiones aun es necesario realizar estudios que aborden preguntas como ¿Cuál es el papel que juegan las áreas que rodean sitios incendiados para la recuperación de la fauna?, ¿Cuál es la capacidad del bosque para amortiguar disturbios y recuperar su funcionalidad? Y ¿Serán los incendios puntuales, como el que se analizó en este trabajo, situaciones necesarias para mejorar la dinámica espacial y temporal de la fauna silvestre?

Agradecimientos

El autor J. Flores-Cano expresa su agradecimiento a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por el beneficio de una Estancia sabática por el periodo 2021. Al Laboratorio de Recursos Naturales y la División de Ciencias Ambientales del IPICYT por facilitar el equipo y herramientas para llevar a cabo la investigación. Al Oceanólogo Guillermo Alfonso Robledo Méndez por el acceso ilimitado a la UMA San Rafael, zona de esta investigación. A la Ingeniera agroecóloga Judith Olivares Jasso, técnica de campo para muestreo de vegetación y monitoreo de aves y mamíferos. Y al Dr. Alfredo Ramírez Hernández del IPICYT por su apoyo en la revisión del manuscrito.

Contribución de los autores

Jorge Flores Cano: Conceptualización, Investigación, Metodología, Visualización, Administración del proyecto. Felipe Barragán: Conceptualización, Análisis formal, Metodología, Redacción - borrador original, Redacción - revisión y edición. Victoria Gómez-Hinojosa: Investigación, Curaduría de datos. Sandra Milena Gelviz-Gelvez: Investigación, Metodología, Redacción - revisión y edición.

Referencias

- Alexandrino, E.R., Buechley, E.R., Karr, J.R., de Barros, K.M.P.M., de Barros Ferraz, S.F., do Couto, H.T. Z., Şekercioglu, C.H. 2017. Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators* 73: 662-675.

- Ávila-Flores, D.Y., González-Tagle, M.A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E., Vargas-Larreta, B., Rodríguez, E. 2014. Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(1): 34–45.
- Bagne, K.E. 2011. Short term responses to prescribed fire in fire-suppressed forests of California. *Journal of Wildlife Management* 75(5): 1051–1060.
- Banks, S.C., Dujardin, M., McBurney, L., Blair, D., Barker, M., Lindenmayer, D.B. 2011. Starting points for small mammal population recovery after wildfires: recolonisation or residual populations? *Oikos* 120, 26–37. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18765.x>
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490>
- Baselga, A., Orme, D.L. 2012. Betapart: and R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Blanche, K.R., Andersen A.L., Ludwig J.A. 2001. Rainfallcontingent detection of fire impacts: responses of beetles to experimental fire regimes. *Ecological Applications* 11: 86–96. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0086:RCDOFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0086:RCDOFI]2.0.CO;2)
- Calderón-Patrón, J.M., Moreno, C.E. 2019. Diversidad beta basada en índices de disimilitud: Su partición en compo-nentes de recambio y diferencias en riqueza. En: Moreno, C.E. (Ed). *La Biodiversidad en un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos para su Estudio*, pp. 203–222. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex. Pachuca de Soto, México.
- Chen, Y., Morton, D.C., Jin, Y., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., van der Werf, G.R., DeFries, R.S., et al. 2013. Long-term trends and in-terannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. *Carbon Management* 4(6):617–638. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.61>
- Chia, E.K., Bassett, M., Leonard, S.W.J., Holland, G.J., Ritchie, E.G., Clarke, M.F., Bennett, A.F. 2016. Effects of the fire regime on mammal occurrence after wildfire: Site effects vs landscape context in fire-prone *Forest Ecology and Management* 363:130–139. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.008>
- CONAFOR 2021. *Concentrado Nacional de Polígonos de Incendios Forestales 2019*. Recurso en línea [Accedido el 10-08-2023]. https://idefor.cnf.gob.mx/layers/geonode%3A_2019_incendios_forestales
- Delfín-Alfonso, C.A., Gallina-Tessaro S.A., López-González C.A. 2011. *El hábitat definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre*. En: Gallina-Tessaro S.A., López-González C.A. (Eds.), *Manual de técnicas para el estudio de la Fauna*, 317–350 pp. Universidad Autónoma de Querétaro, Instituto de Ecología, A.C. Querétaro, México.
- Díaz-Pulido, A., E. Payán Garrido. 2012. *Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. Bogotá, Colombia. 32 pp.
- Fontaine, J.B., Kennedy, P.L. 2012. “Meta-Analysis of Avian and Small-Mammal Response to Fire Severity and Fire Surrogate Treatments in US Fire-Prone Forests”. *Ecological Applications* 22: 1547–61. <https://doi.org/10.1890/12-0009.1>
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México. México
- García-García, J.L., Santos-Moreno A. 2014. Variación estacional en la diversidad y composición de ensambles de murciélagos filostómidos en bosques continuos y fragmentados en Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 228–241. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.36744>
- Gittleman, J.L., Gompert M.E. 2005. The importance of carnivores for understanding patterns of biodiversity and extinction risk. En: P. Barbosa, I. Castellanos (Eds.). *Ecology of predators-prey interactions*, pp. 370–388. Oxford University Press, Nueva York, EE.UU.
- Hammer, O., Harper A.T., Ryan P.D. 2019. PAST version 3.24: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. Disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- Herrera, G.S. 2010. *Estudio Regional Forestal de la Unidad de Manejo forestal, UMAFOR 2403 (Zona Media)*. Vol.1. S.L.P. 199 pp., CONAFOR- SEMARNAT, México.
- Hovick, T.J., McGranahan D.A., Elmore R.D., Weir J.R., Fuhlendorf S.D. 2017. Pyric-carnivory: Raptor use of prescribed fires. *Ecology and Evolution* 7: 9144–9150. <https://doi.org/10.1002/ece3.3401>
- Hsieh, T.C., Chao, K.H. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7(12): 1451–1456. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jeltsch, F., Bonte, D., Peyer, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, et al. 2013. Integrating movement ecology with biodiversity research - exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology* 1(1): 1–13. <https://doi.org/10.1186/2051-3933-1-6>
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Kotliar, N.B., Heijl S.J., Hutto R.L., Saab V.A., Melcher C.P., McFadden M. 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology* 25: 49–6
- Kotliar, N.B., Kennedy, P.L., Ferree, K. 2007. Avifaunal Responses to Fire in Southwestern Montane Forests along a Burn Severity Gradient. *Ecological Applications* 17(2): 491–507. <http://www.jstor.org/stable/40061873>
- Leidolf, A., Bissonette J.A. 2009. The effects of fire on avian communities: spatio-temporal attributes of the literature 1912–2003. *International Journal of Wildland Fire* 18:609–622. <https://doi.org/10.1071/WF08019>
- Leigh, E.G.Jr., Rand A.S., Windsor D.M. 1982. The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes, pp. 503. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Ludwig, J., Tongway, D., Freudenberger, D., Noble, J., Hodgkinson, K. 1997. *Landscape Ecology Function and Management: Principles from Australia's Rangelands*. CSIRO, Canberra, Australia.
- MacDicken, K.G. 2015. Global forest resources assessment 2015: what, why and how? *Forest Ecology and Management* 352: 3–8.
- McShea, W.J. 2005. *Forest ecosystems without carnivores: when ungulates rule the world. In Large carnivores and the conservation of biodiversity*, pp. 138–153 Island Press, Washington, EE.UU.
- Monroy, O., Velázquez, A. 2002. Distribución regional y abundancia del linco (*Linx rufus escuinape*) y el coyote (*Canis latrans cagottis*) por medio de estaciones olfativas: un enfoque espacial. *CIENCIA ergo-sum. Revista Científica Multidisciplinaria de Prospectiva* 9(3): 293–300.
- Nimmo, D., Kelly, L., Farnsworth, L., Watson, S., Bennett, A. 2014. Why do some species have geographically varying responses to fire history? *Ecography* 37: 805–813. <https://doi.org/10.1111/ecog.00684>
- Noss, R.F., Beier, P., Covington, W.W., Grumbine, R.E., Lindenmayer, D.B., Prather, J.W., et al. 2006. Recommendations for integrating restoration ecology and conservation biology in ponderosa pine forests of the southwestern United States. *Restoration Ecology* 14:4–10. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00099.x>
- O'Donnell, K.M., Thompson, F.R., Semlitsch, R.D. 2016. Prescribed fire alters surface activity and movement behavior of a terrestrial salamander. *Journal of Zoology* 298:303–309. <https://doi.org/10.1111/jzo.12316>
- Oliveros, J.C. 2015. *Venny. An interactive tool for comparing lists with Venn's diagrams*. Recurso en línea [Accedido el 25-02-2023] <https://bioinfo.gob.cnf.csic.es/tools/venny/index.html>
- Palacio-Núñez, J., Verdú J.R., Galante E., Jiménez-García D., Olmos-Oropeza, G. 2007. Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in semi-arid regions in Mexico: a basis for management. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(1): 29–41.
- Pastor, L.A., Dickman, C.R., Letnic, M. 2014. Fire and diversity meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1146–1156. <https://doi.org/10.1111/geb.12195>
- Pausas, J.G., Parr, C.L. 2018. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology* 32: 113–125. <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>
- Ponce, C.L.P., Aguilar, V.B., Rodríguez, T.D., López, P.E., Santillán, P.J. 2012. Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla. *Revista mexicana de ciencias forestales* 3(10): 65–76.
- Pons, P., Clavero, M. 2010. Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation* 13: 294–305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00337.x>
- Puig-Gironès, R., Pons, P. 2020. Mice and habitat complexity attract carnivores to recently burnt forests. *Forests* 11: 855. <https://doi.org/10.3390/f11080855>
- R Core Team 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rummis, D.I. 2010. Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. En: Wallace RB, Gómez H, Porcel ZR, Rumiz DI (eds). *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*, pp: 53-73. Centro de Ecología Difusión, Fundación Simón I. Patino, Santa Cruz, Bolivia.
- Saab, V.A., Powell, H.D.W., (eds) 2005. Fire and avian ecology in North America. *Studies in Avian Biology* 30. Cooper Ornithological Society, Camarillo, California, EE.UU.
- Scasta, J.D. 2015. Fire and Parasites: An Under-Recognized Form of Anthropogenic Land Use Change and Mechanism of Disease Exposure. *Ecohealth* 12:398–403. <https://doi.org/10.1007/s10393-015-1024-5>
- Smucker, K.M., Hutto, R.L., Steele, B.M. 2005. Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications* 15: 1535–1549. <https://doi.org/10.1890/04-1353>
- Stawski, C., Körtner, G., Nowack, J., Geiser, F. 2015. The importance of mammalian torpor for survival in a post-fire landscape. *Biology Letters* 11:20150134. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0134>
- Valentine, L.E., Fisher, R., Wilson, B.A., Sonneman, T., Stock, W.D., Fleming, P.A., Hobbs, R.J. 2014. Time since fire influences food resources for an endangered species, Carnaby's cockatoo, in a fire-prone landscape. *Biological Conservation* 175:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.006>
- van Mantgem, E.F., Keeley, J.E., Witter, M. 2015. Faunal Responses to Fire in Chaparral and Sage Scrub in California, USA. *Fire Ecology* 11:128–148. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1103128>
- Westoby, M. 1979. Elements of a theory of vegetation dynamics in arid rangelands. *Israel Journal of Botany* 28:169-194.
- Wilmers, C.C., Crabtree, R.L., Smith, D.W., Murphy, K.M., Getz, W.M. 2003. Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909-916. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00766.x>
- Woinarski, J.C.Z. 1990. Effects of fire on the birds communities of tropical woodlands and open forest in northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 15:1-22.
- Zúñiga-Vásquez, J.M., Pompa-García, M. 2019. The occurrence of forest fires in Mexico presents an altitudinal tendency: a geospatial analysis. *Natural Hazards* 96, 213-224.