

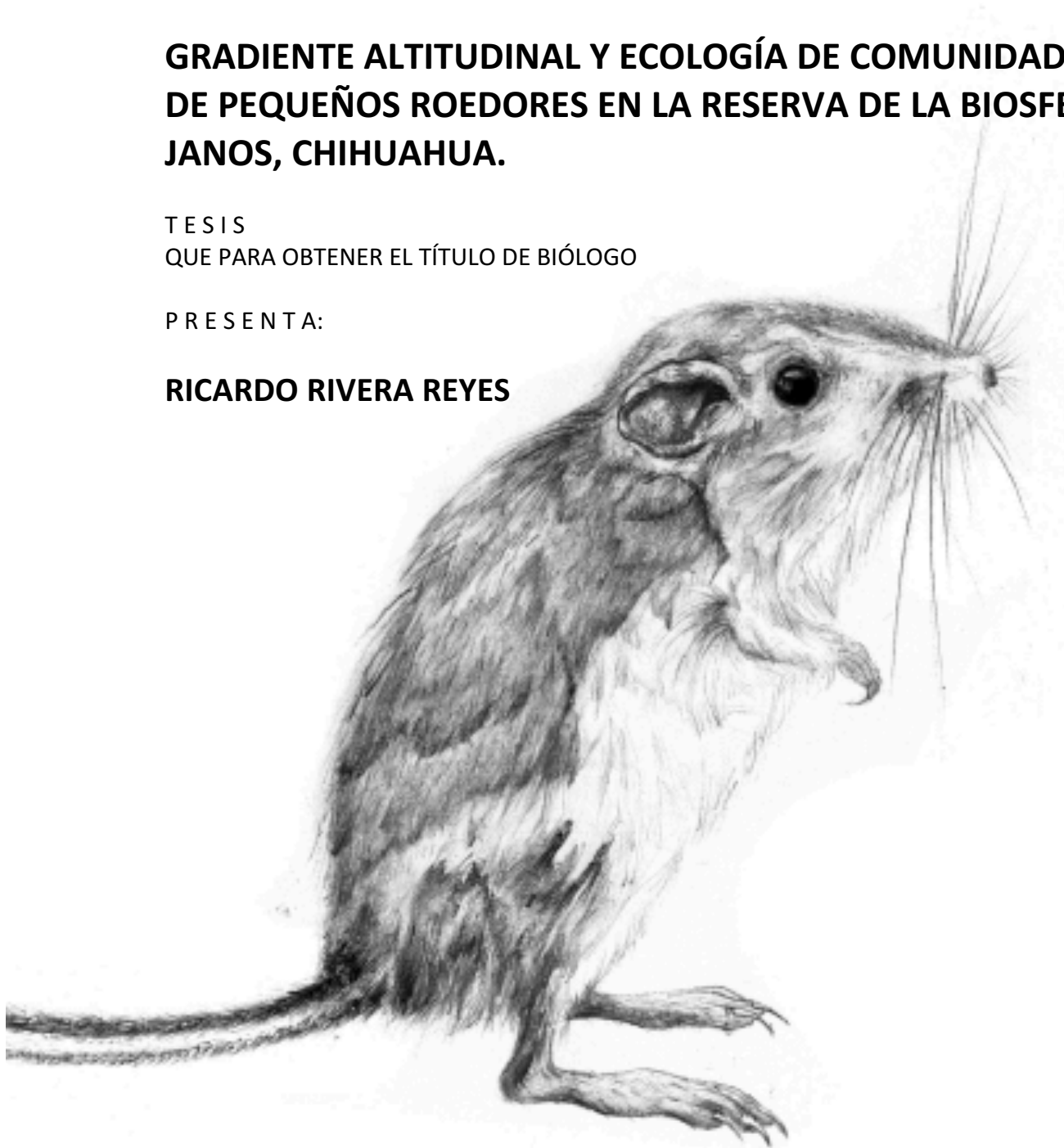
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

GRADIENTE ALTITUDINAL Y ECOLOGÍA DE COMUNIDADES DE PEQUEÑOS ROEDORES EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA JANOS, CHIHUAHUA.

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO

PRESENTA:

RICARDO RIVERA REYES



DIRECTOR DE TESIS
DR. GERARDO J. CEBALLOS GONZÁLEZ

ASESOR INTERNO
DR. ARCADIO MONROY ATA

Ciudad de México, mayo de 2017.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

“ZARAGOZA”

DIRECCIÓN

**JEFE DE LA UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E.**

Comunico a usted que el alumno **RIVERA REYES RICARDO**, con número de cuenta **409025172**, de la carrera de Biología, se le ha fijado el día **16 de mayo de 2017** a las **15:00 hrs.**, para presentar examen profesional, el cual tendrá lugar en esta Facultad con el siguiente jurado:

PRESIDENTE M. en C. **MARÍA BEATRIZ MARTÍNEZ ROSALES**

VOCAL Dr. **GERARDO JORGE CEBALLOS GONZÁLEZ***

SECRETARIO Dr. **ARCADIO MONROY ATA**

SUPLENTE M. en C. **NICTÉ RAMÍREZ PRIEGO**

SUPLENTE M. en c. **GABRIELA SELENE ORTIZ BURGOS**

El título de la tesis que presenta es: **Gradiente altitudinal y ecología de comunidades de pequeños roedores en la Reserva de la Biósfera Janos, Chihuahua.**

Opción de titulación: Tesis

Agradeceré por anticipado su aceptación y hago propia la ocasión para saludarle.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad de México, a 02 de mayo de 2017



DR. VÍCTOR MANUEL MENDOZA NÚÑEZ
DIRECTOR

RECIBÍ
OFICINA DE EXÁMENES
PROFESIONALES Y DE GRADO

VO. BO.
M. en C. **ARMANDO CERVANTES SANDOVAL**
JEFE DE CARRERA

A mis padres, que,
sin saberlo, me lo dieron todo.

Para Chio, Marquitos y Ale,
mis eternos compañeros de vida.

Para Jime,
porque su sonrisa me ilumina en la oscuridad.

Y para todos aquellos,
que no desisten, que alcanzan sus sueños.

Agradecimientos.

A lo largo del desarrollo de este proyecto hubo una gran cantidad de personas de diferentes procedencias, que directa o indirectamente me apoyaron en diferentes aspectos, desde el económico hasta el operativo. Sin afán de querer ser extenso, intentaré dar agradecimiento a todos aquellos que colaboraron, permitiéndome iniciar con el Dr. Gerardo J. Ceballos, por haberme permitido ser parte del Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, lugar donde he continuado con mi desarrollo académico y personal, donde he aprendido humildad y disciplina, y que “todos somos diamantes en bruto”, claro, algunos estamos más en bruto, por ello le doy gracias infinitas doctor.

Doy gracias a todos mis compañeros y tutores del laboratorio, a los que partieron y a los que se incorporan. Gracias Jesús Pacheco, por todos los consejos, observaciones y charlas; Yola, con tu actitud siempre positiva y dispuesta para apoyarnos siempre. Carmen, Paola, Karla, Karina y Camila que se han vuelto amigas incondicionales dentro y fuera del laboratorio. A Jani, Gensis, Gina, Iri, Stef, Dani, Carlos, Heliot, Giulia, Greta, Juan, Andy y Yaqui (Los peruanos), José González-Maya, Chio y todos aquellos que sin voluntad haya olvidado, gracias por los momentos y charlas compartidos, A Naty Valverde, por tu amistad y el tiempo compartido durante tu estancia en México.

A nuestro equipo de trabajo Janos, iniciando con el Dr. Eduardo Ponce, con quien dimos inicio con este proyecto, gracias por la compañía, las pláticas, los comentarios y recomendaciones al trabajo, pero, sobre todo, por las discusiones que nos aventábamos, esas también ayudan. Para Alejandro Marín, mi mejor compañero de campo, que, sin su ayuda, habría sido muy difícil completar con todo esto. A Don Jorge y su familia, que siempre me han recibido de la mejor manera. A Chentillo y Dulce, gracias por su amistad y toda la ayuda, aun cuando solo había cuatro papas y un chile en la despensa. Por último, gracias al Dr. Rodrigo Sierra, quien se volvió un gran amigo y una persona a quien respetar, gracias por los consejos, los regaños y las oportunidades.

A ti, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, te agradezco lo que ahora soy y de mí siempre tendrás tu hermoso recuerdo. En ti me hice de entrañables amigos al compartir innumerables eventos y situaciones. Ferny, Noe, Aldo, Diego, Amadeo, Aron, Quique, Sebas, Erika, April, Alina, Javi, Nato, Viridiana, Arely, Ilia, Fany Saldivar, Romina, Diego, Sarah, Judith, Sergio (El gato), Mau, Luis (Frodo), Eduardo (El Gallo) y a todos que olvidé mencionar, gracias por todas las fiestas, borracheras, platicas, carcajadas, en fin, por hacer que mis años de la carrera fueran una gran experiencia. A Yetzu, que sin ti habría sido casi imposible titularme, y junto a Alán, se volvieron mis hermanos, con gran cariño les agradezco. Aprovecho para saludar a mis maestros, que participaron durante mi formación y que recuerdo con mucho respeto, en especial al Biól. Cristóbal Galindo, con quien aumentó mi gran pasión por los vertebrados terrestres, y durante ese periodo, me permitió conocer a Julio Cesa

Moncayo, otro amigo entrañable. A Fany, porque compartimos muchos momentos durante mi tiempo de escolar y aprendimos muchas cosas juntos. Y a mi querido Lalo de la Torre, gracias por tu amistad y ayuda en los proyectos que realicé durante la carrera.

A los miembros del jurado, gracias por sus observaciones y correcciones que realizaron en el presente escrito, y por toda la disposición para que mi titulación se concretara. Maestra Selene, gracias por tomarse el tiempo de revisar el manuscrito y por la buena disposición. Maestra Nicté, le agradezco el tiempo que me dedicó para explicarme, corregirme y sugerirme. Maestra Beatriz, gracias por su amistad, los consejos, sermones y pláticas a lo largo de la revisión y durante mi periodo estudiantil. Mi querido Dr. Arcadio, quien me adoptó como su hijo académico, me preparó y me ha ayudado de muy diferentes formas, usted tiene mi más grande respeto y aprecio, gracias por todo.

Para quienes voluntariamente ayudaron en los muestreos, Erin Hennegan y su grupo de técnicos, Chuy, Mariana, Abril y Giovanni, a los alumnos de la UACJ, campus Nuevo Casas Grandes, en especial a Dayan, Escarlet y Cristina. A la gente del ejido 5 de mayo, en especial a Don Teodoro, el ejido San Pedro, Laura Paulson, José Luis y familia de Rancho El Uno, a Nacho Ochoa de Rancho San Pedro, Jaime Jefers del Rancho El Cuervo, por todas las facilidades para poder realizar el proyecto en sus propiedades.

Por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto, agradezco al Programa de Apoyo a Proyectos para la Innovación y Mejoramiento de la Enseñanza (PAPIME), de la UNAM, Proyecto: PE203315, a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), a la alianza WWF-Fundación Carlos Slim y a la Whitley Fund for Nature, sin los recursos aportados no hubiera sido posible la realización del proyecto.

Para finalizar, agradezco a nuestra casa de estudios, la Universidad Nacional Autónoma de México, que ha sido mi casa desde hace 8 años y siempre estaré agradecido por todo lo que nos otorga a los que con orgullo nos nombramos universitarios. Porque siempre pública y gratuita, un sonoro Goya.

INDICE

RESUMEN	2
INTRODUCCIÓN.	4
ANTECEDENTES.	9
JUSTIFICACIÓN.	14
OBJETIVOS.	14
GENERAL	14
PARTICULARES	14
HIPÓTESIS.	15
MATERIAL Y MÉTODOS.	16
ÁREA DE ESTUDIO.....	16
SITIOS DE MUESTREO.....	17
DISEÑO DE MUESTREO.....	23
TRATAMIENTO DE LOS ORGANISMOS.....	25
.....	26
IMAGEN 8. ORGANISMO DE LA ESPECIE <i>PEROMYSCUS BOYLI</i> MARCADO CON UN ARETE NUMERADO.....	26
CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES.....	26
RELACIÓN RIQUEZA Y ALTITUD.....	27
DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES.....	27
RESULTADOS.	30
ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES.....	30
CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES.....	41
RELACIÓN RIQUEZA Y ALTITUD.....	44
DIVERSIDAD ALFA (α).....	45
DIVERSIDAD BETA (β).....	49
DISCUSIÓN.	50
RIQUEZA DE ESPECIES Y GRADIENTE ALTITUDINAL.....	50
DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES.....	51
VARIACIÓN TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD.....	53
RECAMBIO DE ESPECIES.....	54
IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN.....	55
CONCLUSIONES.	57
REFERENCIAS.	58
ANEXOS	65
ANEXO 1. MEMORIA FOTOGRÁFICA SOBRE ALGUNAS DE LAS ESPECIES REGISTRADAS DURANTE EL MUESTREO.....	65

Resumen

La distribución de la vida a lo largo de los llamados “mayores gradientes ambientales” ha sido un tema de gran importancia a lo largo del tiempo. Entre esos gradientes ambientales se incluye a la altitud, que, para el caso de roedores, se han descrito cinco relaciones de riqueza y altitud, siendo a una mayor riqueza a medianas altitudes la más observada. Los roedores son considerados como un grupo biológico un generador de datos numerosos y precisos, producto de sus características como ciclos de vida y territorios relativamente cortos.

En el presente estudio se evaluó la riqueza de especies y la ecología de comunidades de pequeños roedores en cinco pisos altitudinales a lo largo de un gradiente altitudinal (1,390 a 2,530 msnm) en la Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua, con el fin de conocer cómo está distribuida la riqueza a lo largo del gradiente y cómo se comportan las comunidades de pequeños roedores a lo largo del tiempo. Para esto se realizaron censos de las comunidades cada dos meses, cubriendo cinco temporadas. Para cada piso altitudinal se emplearon tres cuadrantes compuestos de 72 trampas Sherman cada uno, en un periodo comprendido de febrero de 2015 a marzo de 2016. Todos los organismos capturados fueron identificados a nivel de especie; se les tomó medidas somáticas, edad y estado reproductivo; fueron marcados y finalmente liberados en el mismo sitio de captura. Con los datos obtenidos se calcularon índices de diversidad y abundancia relativa (Shannon-Wiener, equitatividad, diversidad máxima y riqueza) para evaluar parámetros a nivel de comunidad en cada sitio. Para evaluar si existía alguna relación entre la riqueza y la altitud se realizó una regresión lineal simple y una cuadrática. Para todas las pruebas estadísticas se consideró un valor de $p < 0.05$ para que fuera significativo.

La mayor riqueza (13 especies) fue registrada a 1,420 msnm, coincidiendo con el sitio de mayor diversidad y equitatividad. Este sitio está compuesto por matorral micrófilo y, además, fue el único sitio que presentó diferencias significativas de diversidad al compararse con los demás sitios. Por el contrario, la menor riqueza fue registrada en un pastizal con presencia de perritos llaneros de

cola negra (*Cynomys ludovicianus*), y un bosque de encino, a 1,500 y 1,670 msnm, respectivamente. La riqueza de especies sólo presentó diferencias significativas en los pisos altitudinales 1,390 y 1,500 msnm, siendo hábitats de pastizal natural y pastizal con perritos llaneros de cola negra, esto se pudo deber a la falta de lluvias y al régimen ganadero del sitio, lo que produjo una falta de alimento en los sitios. El resto de los sitios presentaron valores de diversidad estables a lo largo del tiempo de muestreo, lo que sugiere que la estructura del hábitat favorece que las comunidades de pequeños roedores se mantengan estables a lo largo del año. Los resultados arrojan que para el caso de la Reserva de la Biosfera Janos no hay una relación entre la riqueza y la altitud, aludiendo a que la riqueza de especies puede estar asociada a otros factores como el tipo de vegetación, la complejidad del hábitat y la productividad primaria. Se presentan dos asociaciones de faunas bien definidas; una de altitudes bajas y otra a latitudes altas. Estas dos asociaciones no comparten especies entre ellas, sin embargo, las comunidades que las componen presentan algún grado de similitud de especies, lo que sugiere que este fenómeno puede ser estudiado a nivel de metacomunidades. La información obtenida tiene implicaciones para la conservación ya que, a simple vista, el sitio de mayor prioridad para la conservación sería el matorral debido a la gran riqueza que mantiene, sin embargo, desde 1988 resalta la clara reducción de hasta un 50% en la riqueza de especies registradas en los pastizales con perritos llaneros, atribuido a la degradación histórica que ha sufrido la región. Dicha degradación provoca una invasión de mezquites lo que también ha provocado una reducción de los servicios ecosistémicos de la región.

Introducción.

En el pasado, algunos naturalistas documentaron la distribución de la biota en diferentes partes del mundo, e incluso, algunos de ellos intentaron explicar las razones de su distribución (p. ej. Humbolt, Darwin, Wallace y Lamarck; Brown, 2001; Brown y Lomolino, 1998; Lomolino, 2001). Dichos estudios, dieron origen a una rama de la biología conocida como biogeografía, la cual, Brown y Lomolino la definen como: “la ciencia que intenta documentar y entender los patrones espaciales de la biodiversidad. Es el estudio de la distribución de los organismos, tanto pasada como presente, y de patrones relacionados de variación sobre la tierra en el número y tipos de seres vivos” (Brown y Lomolino, 1998). Parte de los estudios para describir la distribución de las especies se han realizado a través de los denominados “mayores gradientes ambientales” (Brown, 2001), estos gradientes incluyen la latitud y altitud en tierra, la profundidad de los océanos y exposición intermareal (Brown, 2001; Ceballos y Brown, 1995; Mena, 2004). El estudio en estos gradientes ha ayudado a identificar tendencias de riqueza y distribución de las especies, por ejemplo, en el gradiente latitudinal se ha observado que hay una relación inversa entre la riqueza y la latitud (Brown y Lomolino, 1998; Colwell y Hurtt, 1994; Dobzhansky, 1950; Fischer, 1960; Pianka, 1966; Wallace, 1878), en otras palabras, se ha observado un patrón en donde la mayor riqueza de especies se encuentran cerca del ecuador que disminuye a medida que nos alejamos hacia los polos. Otro principio biogeográfico es la Regla de Rapoport, (Rapoport, 1982; Stevens, 1989), que describe un aumento en el rango de distribución de las especies de flora y fauna conforme se aumenta la latitud. Ambas tendencias mantienen una relación ecológica, Stevens (1989) explica que a los especies que habitan a mayores latitudes toleran una mayor variación de las condiciones ambientales en comparación a los trópicos (p. ej. Temperatura), lo que les daría una ventaja al poder colonizar diferentes sitios y aumentar su distribución a lo largo de la historia, en el caso de especies tropicales, estas quedan restringidas a los sitios a los cuales están adaptados. Lo anterior implicaría un mayor recambio de especies en los trópicos, lo que explicaría una mayor riqueza en comparación a latitudes mayores (Stevens, 1989).

Otro de los gradientes que ha llamado la atención de los investigadores durante las pasadas dos décadas es el gradiente altitudinal, el cual es entendido como aquel que se genera a alturas por arriba del nivel del mar (Brown, 2001). Este gradiente ha sido estudiado en diferentes partes del mundo y se han identificado cinco relaciones de riqueza asociada con la altitud, cuatro de ellas son repasadas brevemente por Mena (2004), la primera de ellas describe una correlación negativa entre la altitud y la riqueza (Brown y Lomolino, 1998); la segunda presenta una curva en forma de campana asimétrica que presenta una mayor riqueza de especies a altitudes intermedias entre la base y la cima del gradiente (Brown, 2001); la tercera es una relación positiva de riqueza con la altitud (Pacheco, 2002); la cuarta presenta una relación en forma de campana simétrica con mayor riqueza en latitudes intermedias y es descrita por un modelo nulo (McCain, 2004), denominado “efecto del dominio medio” (Colwell y Hurtt, 1994); en quito lugar, se ha registrado una curva de campana inversa, con una mayor riqueza de especies en los extremos del gradiente que disminuye de ambos lados a latitudes intermedias (Patterson *et al.*, 1998).

En especial, para mamíferos han sido observadas las cinco relaciones descritas anteriormente y la relación observada ha variado dependiendo a la cantidad de taxones estudiados, por ejemplo, una correlación positiva entre altitud y riqueza de especies ha sido documentada tomando en cuenta a todos los grupos de mamíferos en Perú (Pacheco, 2002). Para el caso de murciélagos, se ha observado una correlación negativa entre altitud y riqueza en Chile, Perú y el sur de México (Navarro y Leon-Paniagua, 1995; Patterson *et al.*, 1998; Sanchez-Cordero, 2001). En mamíferos pequeños no voladores se ha observado una correlación negativa entre altitud y riqueza en Uganda y Chile (Kasangaki *et al.*, 2003; Patterson *et al.*, 1989); una relación de mayor diversidad a medianas altitudes en Filipinas (Heaney, 2001) y Malasia (Md. Nor, 2001); una relación positiva entre altitud y riqueza en la costa del Pacífico de Chile y Perú (Marquet, 1994); y el efecto del dominio medio ha sido registrado en Costa Rica (McCain, 2004). Particularmente en roedores, se ha observado una relación de mayor diversidad a medianas altitudes al sur de México (Sanchez-Cordero, 2001); y la relación que muestra una curva en forma de campana inversa ha sido

descrita para el Perú (Patterson *et al.*, 1998).

Los roedores son considerados de importancia económica y de salud por sus roles como plagas y en la transmisión de enfermedades a humanos (Delany, 1986). En su mayoría, son incluidos un grupo artificial llamado pequeños mamíferos, que además de los roedores, se encuentra compuesto por musarañas, marsupiales y otras especies de siete ordenes más de mamíferos de talla pequeña (Delany, 1972, 1986; Golley, Petruszewicz y Ryszkowski, 1975; Stoddart, 1979). Las especies de este grupo contribuyen al ciclo de nutrientes y flujo de energía al participar en procesos como la regulación de poblaciones de insectos, dispersión de frutos y semillas y servir como alimento de diversos carnívoros (Golley *et al.*, 1975; Stoddart, 1979). Como grupo, son utilizados como modelo para obtener información ecológica, ya que presentan territorios relativamente pequeños, son de vida corta y tasas reproductivas relativamente altas, por lo que aportan datos numerosos y precisos de los cambios a corto plazo a escala local y regional (Aragón, 2011; Barrett y Peles, 1999; Brown, 1995), por lo que son indicadores de perturbación y calidad del hábitat (Carey y Harrington, 2001).

Los roedores son el grupo de mamíferos más diverso a nivel mundial, representando el 42% de la riqueza de especies de mamíferos conocida (Carleton y Musser, 2005). Para el caso de México, el 45% de las especies de mamíferos son roedores (Ceballos *et al.*, En Prensa), siendo en el noroeste de México, específicamente en el estado de Chihuahua, uno de los lugares con mayor concentración de la riqueza de roedores (Ceballos, 2012). Esta basta riqueza estatal de roedores presente en el estado es debida a una complejidad en el paisaje que se da como resultado de la presencia de cuatro regiones ecológicas que atraviesan al estado, y que comprenden los valles con pastizales áridos y matorrales del desierto Chihuahuense, hasta las montañas y cañones en la Sierra Madres Occidental (López-González y García-Mendoza, 2012).

Al noroeste del estado de Chihuahua, se localiza la Reserva de la Biosfera Janos, y cuyo principal objetivo fue la protección del ecosistema de pastizales nativos (List, Pacheco, Ponce, Sierra-Corona y Ceballos, 2010), y que ha sido considerada como el segundo sitio de mayor

importancia para la conservación de los mamíferos en México (Ceballos, 1999 citado por: CONANP, 2013). Esto se debe a que alberga una gran riqueza biológica, producto de varios factores como su ubicación geográfica en el extremo norte de la Sierra Madre Occidental y en el extremo oeste del Desierto Chihuahuense, por lo que mantiene un mosaico de vegetaciones entre matorrales, pastizales y bosques templados distribuidos en un rango altitudinal de los 1,200 a los 2,700 m.s.n.m. (CONANP, 2013).

Esta región mantenía las mayores concentraciones de colonias de perros llaneros de cola negra (*Cynomys ludovicianus*) de Norteamérica (Ceballos, Mellink y Hanebury, 1993; Ceballos, Pacheco y List, 1999), la cual está considerada una especie clave de los ecosistemas por los efectos que sus actividades producen en la diversidad y estructura del sistema (Ceballos *et al.*, 1993; Kotliar, 2000; Miller, Ceballos y Reading, 1994). La errónea creencia de la competencia directa que ejercía contra el ganado provocó que se llevaran a cabo extensas campañas de erradicación, que junto a otros factores ambientales como sequías, han disminuido en la región el 73% de su extensión en un periodo de 1988 a 2005 (Avila-Flores *et al.*, 2012; Ceballos *et al.*, 2010), y que para el 2013 sólo ocupe cerca del 4% de su distribución original (Marín, 2016). Aunado a esto, la región ha sufrido severos problemas de degradación por el efecto combinado del pastoreo continuo, supresión del fuego, erradicación de especies clave, cambio de uso de suelo por agricultura; que ha resultado en una baja en la producción ganadera, principal actividad económica en el área, y la invasión de mezquite en los pastizales (Ceballos *et al.*, 2010; Hruska, Toledo, Sierra-Corona y Solis-Gracia, 2017).

La Reserva de la Biosfera Janos ha sido el área de estudio de diferentes trabajos de investigación que han evaluado a grupos como aves (Manzano-Fischer, List y Ceballos, 1999; Manzano-Fischer, List, Ceballos y Cartron, 2006), anfibios y reptiles (Santos-Barrera, Pacheco y Ceballos, 2008) y mamíferos (Ceballos *et al.*, 1999; List y Macdonald, 2003). Dichos trabajos han sido a altitudes bajas, sin embargo, de la porción serrana de la reserva solo se tienen los listados de especies potenciales y registradas durante inventarios realizados para el estudio previo justificativo

para el decreto de la reserva y la creación del ordenamiento ecológico (Ceballos y List, 2011; CONANP, 2006). La falta de investigaciones sobre la ecología de las especies de mamíferos en la porción serrana de la reserva abre una ventana para poder generar información sobre las especies que habitan en una de las regiones con mayor riqueza de mamíferos en México (Pacheco, Ceballos y List, 2000). Desde el punto de vista de la conservación, esta información resulta de gran importancia para poder identificar localidades con alta diversidad y los efectos de fenómenos como la fragmentación del hábitat, pérdida de especies clave, etc. (Zapata-Ríos, Araguillin y Jorgenson, 2006).

Antecedentes.

El estudio de pequeños mamíferos a través de gradientes altitudinales ha sido realizado en diferentes partes del mundo, en los cuales se han registrado diferentes tendencias de riqueza de especies asociadas a la altitud. En estudios realizados a nivel local, en su mayoría se han mostrado una mayor riqueza a altitudes intermedias, dichos trabajos han sido realizados en países como China, Madagascar, Malasia, México y Tanzania (ver: Goodman y Rasolonandrasana, 2001; Li, Song y Zeng, 2003; Md. Nor, 2001; Sanchez-Cordero, 2001; Stanley y Kihale, 2016). El efecto del dominio medio fue documentado en Costa Rica, en la cuenca del río Peñas Blanca en la vertiente caribeña de aquel país (McCain, 2004). Otros estudios han encontrado tendencias de riqueza de especies diferentes a las mencionadas anteriormente, como una relación positiva entre riqueza y altitud en Filipinas (Rickart *et al.*, 2011), una relación negativa entre la riqueza y la altitud en Chile (Patterson, Meserve y Lang, 1989). En el Perú se ha registrado una relación similar a una curva de campana inversa, con los menores valores de riqueza registrados a altitudes intermedias y creciendo hacia los extremos del gradiente (Patterson *et al.*, 1998). En Tailandia, no se encontró una relación entre la riqueza y la altitud, pero se demostró que la composición y abundancia de especies está influenciada por la sucesión vegetal, aun en la misma elevación (Yu, 1994). A nivel regional, la tendencia de mayor riqueza a medianas altitudes ha sido documentada en los Andes secos surcentrales, que se extiende cerca de 8,500 Km en Argentina, Bolivia, Chile y Perú (Novillo y Ojeda, 2012) y en Filipinas, a lo largo de tres de las mayores islas (Heaney, 2001).

Los datos de riqueza de especies y el tamaño del gradiente y tipos de vegetación evaluados ha variado en los diferentes estudios. Por ejemplo, la riqueza de especies nativas de roedores registrada a nivel local han registrado valores mínimos de 6 especies en Tailandia (Yu, 1994), y 9 especies en Madagascar, (Goodman y Rasolonandrasana, 2001) con gradientes altitudinales de 2250 y 1730 m., respectivamente y cubriendo cuatro tipos de vegetación en Tailandia y un mixto de bosques tropicales en Madagascar. Los valores máximos de especies registrados ocurrieron en la Sierra Mixteca en Oaxaca, México, a lo largo de un gradiente de 2,300 m.s.n.m., que incluyó 5 tipos

de vegetación y documentó 23 especies (Sanchez-Cordero, 2001). Otro estudio documentó una riqueza de 28 especies de roedores en el sureste de Perú, que a diferencia de los demás estudios, este trabajo fue bibliográfico y la distribución altitudinal de las especies fue establecida por los registros disponibles en diferentes colecciones (Patterson *et al.*, 1998). Por otro lado, los gradientes de menor longitud evaluados fueron en Costa Rica con 1,100 m., que registró una riqueza de 16 especies en tres tipos de vegetación (McCain, 2004), y en Tanzania de 1650 m., que a lo largo de 4 diferentes tipos de vegetación, registró 8 especies de roedores (Stanley y Kihale, 2016), para el caso del gradiente evaluado de mayor longitud fue en México, mencionado anteriormente, y Malasia con 2,500 m., a través de 6 asociaciones vegetales distintas registró una riqueza de 10 especies (Md. Nor, 2001).

En los diferentes estudios, la riqueza de especies estuvo asociada a diferentes parámetros a lo largo del gradiente altitudinal, tales como la productividad primaria (Li, Song y Zeng, 2003; Sanchez-Cordero, 2001), la precipitación y la humedad (Heaney, 2001; Li, Song y Zeng, 2003; Md. Nor, 2001; Sanchez-Cordero, 2001), la diversidad de especies vegetales (Md. Nor, 2001), la heterogeneidad del hábitat (Li, Song y Zeng, 2003; Sanchez-Cordero, 2001; Yu, 1994), siendo en sitios donde dichos parámetro alcanzaron sus mayores picos los sitios de mayor riqueza de especies. Otros parámetros evaluados han sido el área y la tasa de especiación. Por un lado, relación especies-área (MacArthur y Wilson, 1967), ha presentado relación positiva con la riqueza de especies y la altitud en elevaciones intermedias (Novillo y Ojeda, 2012), y por el otro, se ha visto que en sitios donde se ha determinado mayores tasas de especiación la riqueza de especies es mayor (ver: Heaney, 2001; Li, Song y Zeng, 2003; Sanchez-Cordero, 2001). La yuxtaposición de especies también ha sido demostrada como una causante de una mayores riquezas de especies a determinada altitud, en estudios donde sea encontrado asociaciones de faunas claramente marcadas para tierras altas y tierras bajas (Md. Nor, 2001; Patterson *et al.*, 1998; Presley *et al.*, 2011), la mayor riqueza fue documentada en la transición de ambas faunas, y que coincide con los picos de otros parámetros como la precipitación, humedad y diversidad de especies vegetales.

Para el caso de México, Sanchez-Cordero (2001) y Mena (2004) realizaron estudios sobre los patrones de diversidad y distribución altitudinal de pequeños mamíferos en Oaxaca y Chiapas, respectivamente. En el caso de Oaxaca, Sanchez-Cordero (2001) analizó dos gradientes, uno en la Sierra Mazateca (640-2,600 m.s.n.m.), y el segundo en la Sierra Mixteca (700-3,000 m.s.n.m.), registrando una riqueza de 17 y 23 especies de roedores respectivamente, con 14 especies compartidas. La riqueza de especies fue mayor a medianas elevaciones (1,025-1,050 m.s.n.m.) en una selva baja subcaducifolia en ambas sierras. La riqueza de especies estuvo relacionada con la diversidad de hábitats, la precipitación y productividad y áreas con altas tasas de especiación. Para el caso del estado de Chiapas, Mena (2004) estudió la distribución de mamíferos pequeños no voladores a lo largo de un gradiente altitudinal en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (527-2,020 m.s.n.m.). Como resultado, registró 12 especies de pequeños mamíferos, de los cuales, 10 eran roedores (9 múridos y 1 heterómido), una musaraña y un marsupial, con una mayor riqueza a altitudes medias y altas, observó que la complejidad de hábitat aumentaba con la altitud, sin embargo, no encontró relación entre la complejidad del hábitat y la riqueza. Para entender estos fenómenos, se ha marcado la importancia de generar más estudios en nuevas áreas y en diferentes países (Brown, 2001; Lomolino, 2001).

Por otro lado, los resultados sobre la riqueza de especies pueden estar condicionados por la temporada en la que se realiza el estudio (Brooks, Smith y Healy, 1998; Sanchez-Cordero, 2001), y es posible que ciertas especies que no sean registradas en cierta estación sean aquellas que cambien temporalmente su distribución (Gaston, 2003). Además, se ha documentado experimentalmente que la estructura de la comunidad de roedores responde de maneras diferentes cuando se modifican las condiciones del sistema. Ya sea por la invasión o el aumento de la densidad de especies especialistas por la adición de alimento y la modificación de las desanidades y presencias de las demás especies que componen la comunidad o inclusive, la exclusión de especies comunes por modificación del hábitat al aumentar la productividad primaria (Abramsky, 1978; Brown & Munger, 1985).

Empíricamente, los cambios en estructura y composición de las comunidades de pequeños roedores han sido evaluados temporal y especialmente, y se ha observado que las especies presentan diferencias en sus preferencias de hábitat y en la estructura poblacional a una misma temporada (Granjon *et al.*, 2004), y que la lluvia puede disminuir la abundancia de captura de roedores (Stanley y Kihale, 2016). Además, la temporada en la que se registra la mayor riqueza de especies no es la misma en todos los estudios, ya que, mientras algunos autores registran una mayor riqueza en temporada de secas en hábitats como selva seca, bosques de encino y vegetación riberena (Arrambide, 2007; Ayala, 2014; Mares y Ernest, 1995), en otros hábitats como bosques mesófilos de montaña, pastizales desérticos y matorrales la riqueza ha sido mayor a mediados y finales de la temporada de lluvias (Cruzado, 2008; Vázquez, Medellín y Cameron, 2000), lo que resaltaría la importancia de evaluar la comunidad en más de una temporada.

En el sitio de estudio, dos son los trabajos que se han realizado involucrando a pequeños roedores y ambos se han centrado en el impacto que tienen los perritos de las praderas de cola negra (*Cynomys ludovicianus*), en la comunidad de pequeños mamíferos comparándolo con otros hábitats. Por un lado, Ceballos *et al.*, (1999), comparó la comunidad de roedores entre pastizales con y sin perritos llaneros como parte de la evaluación de la hipótesis de especies clave del ecosistema, casi 10 años después, Cruzado (2008) evaluó la dinámica poblacional de especies presentes en pastizales con perritos llaneros y matorral de mezquite, comparando la riqueza que albergaba cada hábitat. Los resultados de dichos estudios muestran que la diversidad y abundancia es mayor en pastizales con perros llaneros en comparación con un pastizal sin dicha especie, sin embargo, en comparación con el matorral la situación es inversa. Ambos estudios difieren en cuanto a la diversidad que registran en las colonias de perritos llaneros, tan solo en la riqueza, Ceballos y colaboradores registran una riqueza de 10 especies en una sola colonia, mientras que Cruzado reporta una riqueza de 8 especies entre cuatro colonias evaluadas. Esta diferencia en la riqueza registrada está ligada a la reducción en la extensión de las colonias de perros llaneros de cola negra que desde 1988 a 2005 redujo un 78%

y que ha afectado a todos los grupos de vertebrados terrestres registrados en la reserva (Ceballos *et al.*, 2010).

Justificación.

El conocimiento sobre la ecología y distribución altitudinal de la riqueza de pequeños roedores es poco conocida y explorada en nuestro país, en especial al norte de México. El presente trabajo aporta información sobre la ecología de comunidades y la distribución altitudinal de la riqueza de pequeños roedores en uno de los sitios más importantes para la conservación de los mamíferos, con lo cual, se genera información valiosa para conocer su estado de conservación.

Objetivos.

General

Evaluar la riqueza de especies en un gradiente altitudinal y la ecología de comunidades de pequeños roedores en la Reserva de la Biosfera Janos.

Particulares

- Evaluar si existe algún tipo de relación entre la riqueza de especies y la altitud.
- Documentar la estructura y composición de las comunidades a lo largo de un gradiente altitudinal.
- Cuantificar el recambio de especies entre los sitios a evaluar a lo largo del gradiente.
- Identificar los hábitats con mayor riqueza y diversidad de pequeños roedores.

Hipótesis.

De acuerdo con la información disponible sobre la distribución altitudinal de pequeños mamíferos y que, en el caso de roedores, las especies presentan diferencias en sus preferencias de hábitat y la estacionalidad, lo que influye en cambios en estructura y composición de la comunidad, se postularon las siguientes hipótesis:

H₁: La riqueza de especies de pequeños roedores dentro de la RBJ va a presentar una mayor riqueza a altitudes intermedias, ya que ha sido la relación más observada en diferentes trabajos.

H₂: La diversidad de pequeños roedores va a presentar diferencias significativas al compararse entre los cinco pisos altitudinales del muestreo.

H₃: Habrá diferencias en la diversidad registrada en cada sitio a lo largo del tiempo de muestreo.

H₄: La composición de especies será totalmente diferente entre la cima y la base del gradiente.

Material y métodos.

Área de estudio.

La Reserva de la Biósfera Janos se localiza en la parte noroeste del estado de Chihuahua (Figura 1), al sur de la frontera con Estados Unidos y al este de Sonora entre las coordenadas 31° 11' 7"- 30° 11' 27" latitud norte y 108° 56' 49"- 108° 56' 22" longitud oeste. Se encuentra dentro del municipio de Janos y abarca casi toda la superficie del mismo con 526 mil 482-42-66.80 ha. (CONANP, 2013). Los tres principales tipos de vegetación en la Reserva de la Biosfera Janos incluyen un mosaico de pastizales, matorrales y bosques (Figura 2), que se encuentran distribuidos a lo largo de un gradiente altitudinal que va desde los 1,300 a los 2,600 m.s.n.m (Figura 3; CONANP 2013). Los pastizales naturales representan el 42.4% de la superficie de la reserva, se distribuye en la parte central de la misma, especialmente en terrenos planos con lomeríos, siendo el pastizal mediano abierto con *Bouteloua gracilis* y *B. eriopoda*, y el pastizal anual de *Aristida heymannii* y *Chondrosium barbatum* los más representativos a una altitud de 1,450 a 1,500 m.s.n.m. El matorral micrófilo representa el 12.12% de la superficie de la reserva, y está representado en dos asociaciones: Matorral espinoso con largorcillo (*Acacia neovernicosa* y *A. constricta*), mezquite (*Prosopis glandulosa*) y gatuño (*Mimosa aculeaticarpa* var. *Biuncifera*), que se encuentra en parches aislados en la parte norte de la RBJ, y Matorral desértico con mezquite que se encuentra en áreas con menos de 55% de pendiente y en altitudes de 1,350 a 1,450 msnm (CONANP, 2013). En esta parte de la reserva el clima es árido templado, con veranos calientes, lluvias invernales y una oscilación de la temperatura de más de 14°C (Bsokw (e')). La temperatura media anual es de 15.7°C, con una media de 6.0°C en enero y una media de 26.1°C en junio. La precipitación anual es 381 milímetros, el 77% de la lluvia cae entre los meses de abril a agosto.

La vegetación presente en la zona montañosa se compone de bosques encino y bosques de coníferas y se encuentra en las estribaciones de la Sierra Madre Occidental, donde el clima es templado húmedo, con verano fresco, largo y presencia de lluvias; con una oscilación térmica de

más de 14°C [Cb'(w1) (e')] la temperatura media anual es de 11.8°C y la precipitación anual es de 522 milímetros (García, 1981, citado en CONANP, 2013). El bosque de encino representa el 23.7% de la reserva y se compone de diversas especies de encinos como: *Quercus arizonica*, *Q. chihuahuensis*, *Q. chrysolepis*, *Q. coahuilensis*, *Q. deliquescens*, *Q. depressipes*, *Q. emoryi*, *Q. gambelii*, *Q. grisea*, etc., (Lebgue-Keleng *et al.*, 2015). Además, es posible encontrar algunas especies de coníferas (*Pinus sp.*) y enebres (*Juniperus sp.*), y especies de gramíneas como *Muhlenbergia sp.*, navajita azul y banderilla (*Boutelohua gracilis* y *B. curtipendula*; CONANP, 2013; Lebgue-Keleng *et al.*, 2015). Los bosques de coníferas caracterizados por la presencia de diferentes especies de pinos como *Pinus arizonica*, *P. cembrides*, *P. ponderosa*, *P. engelmannii* y *Pseudotsuga menziessi* que representan el 13.51% de territorio de la RBJ (CONANP, 2013).

Sitios de muestreo.

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo a diferentes altitudes, aprovechando que los principales tipos de vegetación presentes en la reserva se distribuyen diferencialmente a lo largo del gradiente elevacional mencionado en el apartado anterior (Área de estudio). Dos sitios de pastizal natural: pastizal sin colonias de perros llanero (PSPL; Imagen 1), ubicado a 1390 m.s.n.m., y pastizal con perros llaneros (PCPL; Imagen 2), a 1500 m.s.n.m.; matorral micrófilo (Matorral; Imagen 3), a una altitud de 1430 m.s.n.m.; bosque de encino (BE; Imagen 4) a 1680 m.s.n.m. y bosque de pino (BP; Imagen 5) a una altitud de 2530 m.s.n.m. Para los sitios de muestreo en matorral y PCPL se seleccionaron dos de los sitios muestreados anteriormente por Juan Cruzado (2008), esto con el fin de comparar sus datos con los obtenidos en el presente estudio.

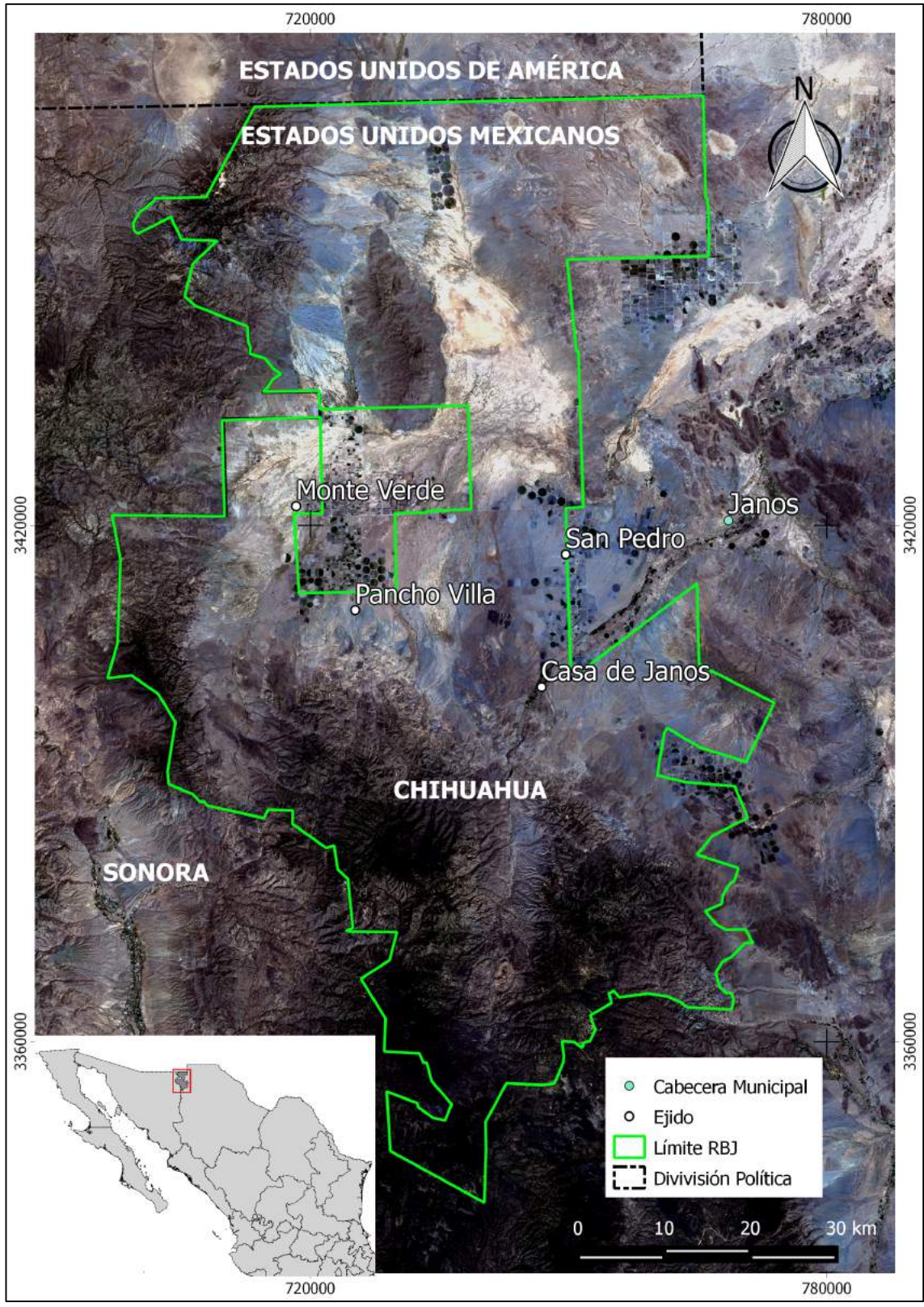


Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva de la Biosfera Janos en Chihuahua, México.

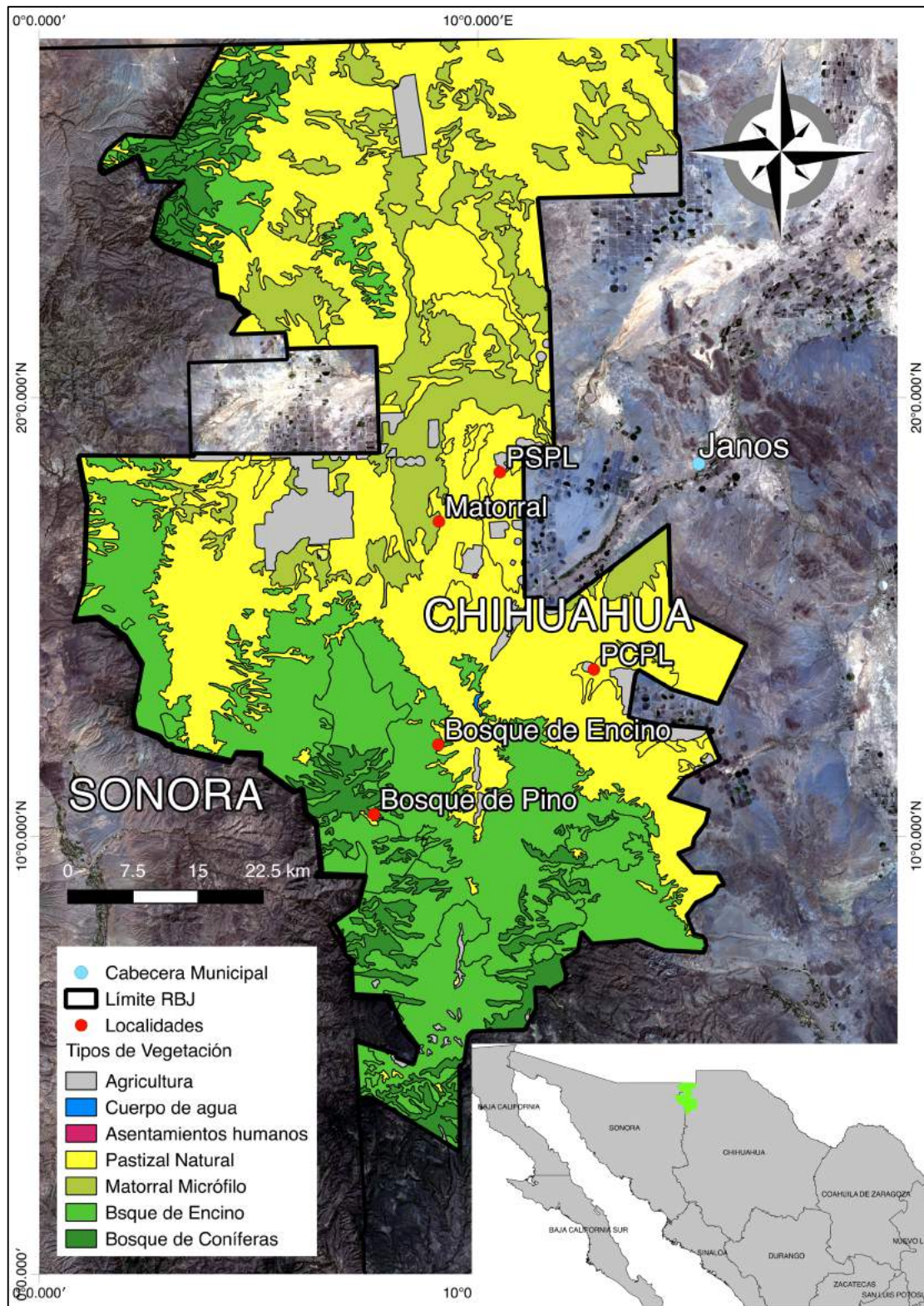


Figura 2. Principales tipos de vegetación presentes en el Reserva de la Biosfera Janos en Chihuahua, México (Modificado del Censo Nacional Forestal 2011).

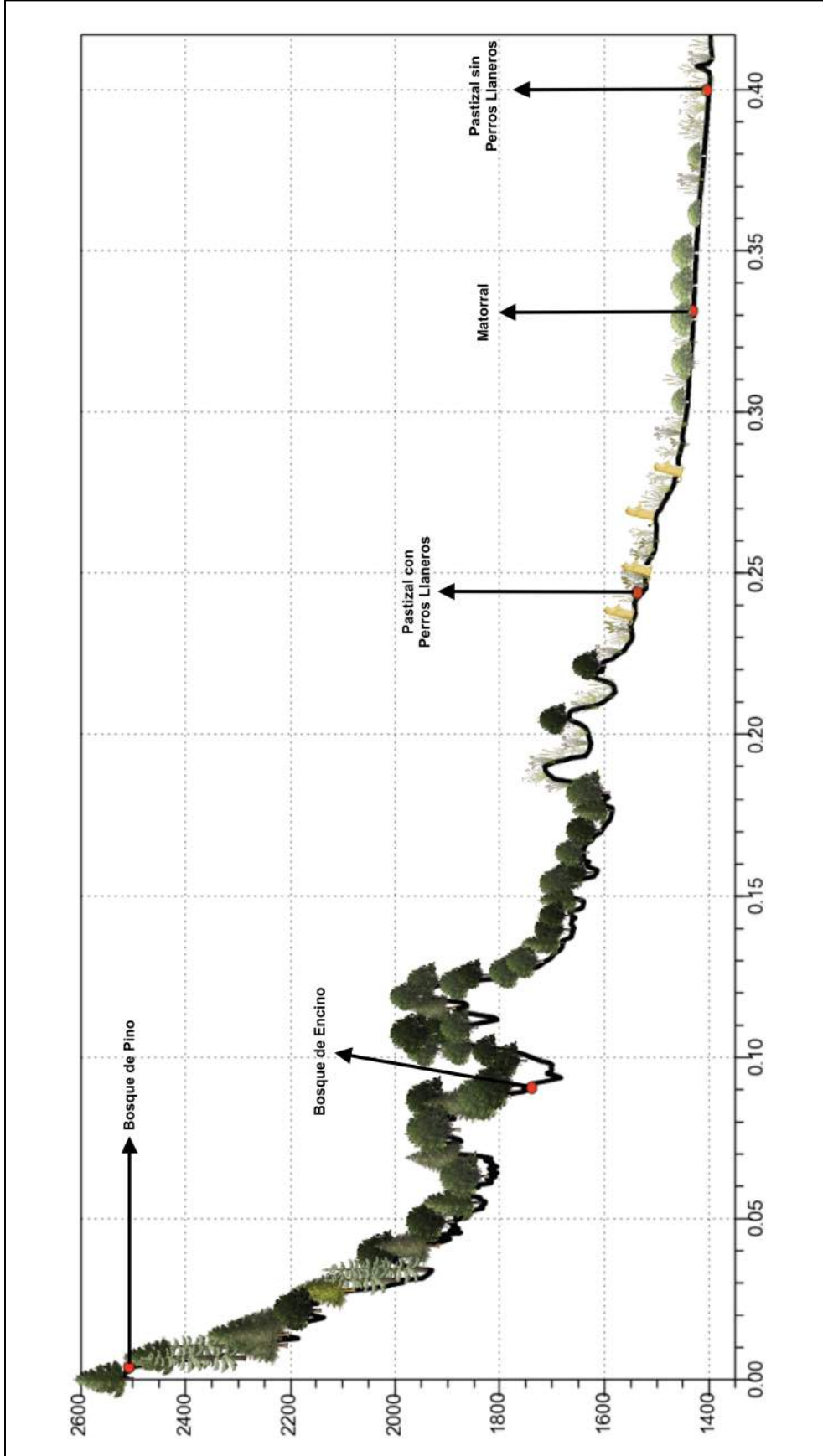


Figura 3. Distribución de los sitios de muestreo a través de un perfil altitudinal de la Reserva de la Biosfera Janos en Chihuahua, México.



Imagen 1. Pastizal sin perros llaneros de cola negra.



Imagen 2. Colocación de trampas en un pastizal con perros llaneros de cola negra (*Cynomys ludovicianus*).



Imagen 3. Matorral micrófilo.



Imagen 4. Bosque de Encino.



Imagen 5. Bosque de Pino.

Diseño de muestreo.

Para la captura de los organismos se establecieron tres cuadrantes de 0.56 ha por piso altitudinal, separados por 300 m de distancia mínima. Dentro de cada cuadrante se colocaron 72 trampas tipo Sherman (23 X 8 X 9 cm) acomodadas en rejillas de 9 X 8 trampas, con una distancia de 10 metros entre cada trampa (Ceballos et al., 1999). Las trampas se identificaron con un código que fue correspondiente a su posición en el cuadrante, las filas fueron marcada alfabéticamente de la “A” a la “I” y las columnas de forma numérica del “1” hasta el “8” (Figura 4).

Las trampas se activaron antes de la puesta del sol (Imagen 6) y se revisaron al amanecer durante tres días consecutivos en cada una de las cuatro temporadas del año. El cebo utilizado para capturar a los organismos fue elaborado con una mezcla de avena, crema de maní y extracto de vainilla.

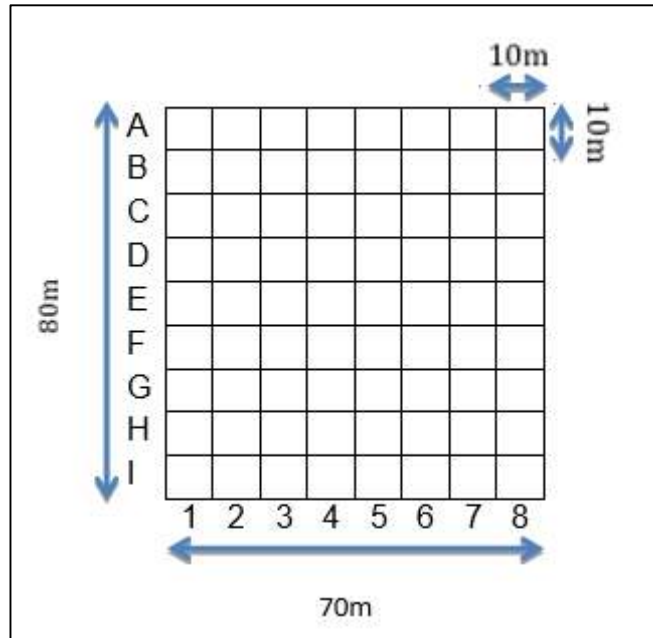


Figura 4. Acomodo en rejilla de las trampas y asignación del código de identificación.



Imagen 6. Colocación y activación de trampas en pastizal con perros llaneros.

Tratamiento de los organismos.

Una vez capturados los organismos estos fueron identificados in situ a nivel de especie con ayuda de guías (Álvarez-Castañeda, Álvarez, y González-Ruiz, 2015; Anderson, 1972), así mismo, en un formato de campo, se les asigno un número de identificación y se registraron el lugar de la captura o recaptura, la especie, sexo, edad, estado reproductivo, se tomaran las medidas somáticas (longitud total, cola, oreja, pata derecha; Imagen 7). El peso fue registrado con pesolas marca Pesola® Micro-Line Spring Scales, con capacidad de 60 y 300 gramos. Una vez procesados y marcados (Imagen 8), los individuos fueron liberados en el mismo lugar de captura. Para las especies que fue difícil su identificación en campo, se colectaron un par de individuos adultos de ambos sexos, con el fin de realizar la identificación a nivel de especie en el laboratorio.



Imagen 7. Tratamiento realizado a un ejemplar de *Perognathus flavus*.



Imagen 8. Organismo de la especie *Peromyscus boylii* marcado con un arete numerado.

Curvas de acumulación de especies.

Para evaluar la representatividad de la muestra entre se elaboraron curvas acumulativas de especies. Para ajustar las curvas de acumulación de especies se usó la ecuación de Clench: $v_2 = \frac{a \cdot v_1}{1 + (b \cdot v_1)}$ en donde la probabilidad de añadir una nueva especie aumenta hasta un máximo conforme aumenta el esfuerzo de colecta y la experiencia en el campo (Jiménez-Valverde & Hortal, 2013). El ajuste de las curvas se realizó con el programa Statistica 13.0 con el método de ajuste Simplex & Quasi-Newton, que es uno de los métodos más robustos (Jiménez-Valverde & Hortal, 2013).

Relación riqueza y altitud

Para evaluar si existe alguna relación entre la riqueza y la altitud, se realizó una regresión lineal simple y una cuadrática, utilizando la riqueza como variable dependiente y la altitud como variable independiente.

Diversidad y estructura de las comunidades.

Para evaluar y comparar la diversidad y estructura de las comunidades se empleó el uso de cuatro índices de diversidad alfa y dos índices para evaluar el recambio. También se calculará las densidades relativas de las especies por sitio dividiendo el número de organismos de X especie entre el total de individuos capturados sitio.

Diversidad alfa (α)

1. Riqueza específica (S)

Que es el número total de especies obtenido por un censo de la comunidad.

2. Índice de Shannon-Wiener (H')

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

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i, es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Dicho índice asume que los individuos fueron muestreados al azar y que todas las especies estuvieron representadas en la muestra.

3. Diversidad máxima ($[H']_{max}$)

$$H'_{max} = \ln(S)$$

Que representa la diversidad cuando todas las especies de la comunidad presentan la misma abundancia.

4. Equidad de Pielou (J')

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Este último indica cómo están distribuidos los individuos entre las especies y representa el valor entre la diversidad observada y la diversidad máxima (Krebs, 1985).

Diversidad beta (β)

Para calcular la Diversidad β , que es una medida de la similitud o reemplazamiento de las especies entre hábitats, se mide la tasa de cambio de las especies cuando pasan de un hábitat a otro (Magurran, 1988; Moreno, 2001). Se utilizarán dos métodos para la similitud de especies:

- A) El cuantitativo. Índice de Similitud de Morisita-Horn, el cual está fuertemente influenciado por la riqueza de especies y al tamaño de las muestras que son altamente sensibles a la abundancia de las especies más abundantes (Magurran, 1988).

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (an_i * bn_j)}{(da + db) aN * bN}$$

Donde:

an_i = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A

bn_j = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B

$$da = \sum an_i^2 / aN^2$$

$$db = \sum bn_j^2 / bN^2$$

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

- B) El método cualitativo (o radio de correlación). Índice de similitud de Jaccard, que compara la composición de especies en los tipos de vegetación.

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = número de especies en el sitio A

b = número de especies en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B, es decir que están compartidas

Para probar si las diversidades de las comunidades son iguales se utilizará la prueba de t modificada por Hutchenson (Magurran, 1988). Para todos los análisis estadísticos, se consideró una probabilidad de $P < 0.05$ para que sea significativo.

Resultados.

Estructura de las comunidades

Riqueza, composición y abundancia de especies

Se realizó un esfuerzo de muestreo de 15,192 noches/trampa para todos los sitios y se capturaron un total de 812 individuos (1643 capturas totales) pertenecientes a 21 especies de mamíferos (ver Anexo1), incluidos en 10 géneros y tres familias, lo que representa un 11% de éxito de captura. La familia con mayor número de especies fue Muridae, con 13 especies, esta familia estuvo presente en todos los sitios. La familia Heteromidae tuvo una riqueza de siete especies y sólo se ausentó del bosque de pino, y en el bosque de encino se registró a una sola especie de esta familia (*Chaetodipus eremicus*). La familia Sciuridae obtuvo una sola especie capturada (*Xerospermophilus spilosoma*), con un individuo capturado en el matorral y otro en el pastizal con perros llaneros (PCPL).

Como información adicional se incluyeron al listado, pero no se consideraron para los análisis, a los roedores: la rata algodonera (*Neotoma albigula*), cuya presencia se basó en la observación de madrigueras características de esta especie en el matorral micrófilo; un par de ardillas (*Sciurus aberti* y *S. nayaritensis*), que fueron observadas en vegetación riverense en la base de la sierra (1600 msnm), hasta el bosque de pino (2530 m.s.n.m.); el chichimoco (*Neotamias dorsalis*), que fue observada en fotos obtenidas por cámaras trampa utilizadas para un proyecto de carnívoros y personalmente durante la colocación, activación y chequeo de las mismas, la especie fue vista entre los 1600 y los 2500 m.s.n.m.; la tuza (*Thomomys bottae*) que fueron encontrados dos ejemplares muertos a 1420 m.s.n.m., en el Ejido Pancho Villa; el puerco espín (*Erethizon dorsatum*), observado a 1450 m.s.n.m., en vegetación riverense, dentro del Rancho San Blas; y por último, el perro llanero de cola negra (*Cynomys ludovicianus*) que ha sido observado en diferentes colonias entre los 1380 a los 1600 m.s.n.m., aproximadamente. Con esto, el listado de roedores registrados en el presente estudio es de 28 especies, pertenecientes a cinco familias y 14 géneros (Cuadro 1).

En cuanto al estado de conservación de las especies capturadas, sólo *Dipodomys spectabilis* es considerada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) como Casi Amenazada, debido a que las tendencias poblacionales de la especie van en descenso a causa de la degradación y fragmentación de su hábitat (Linzey, *et al.*, 2008).

Cuadro 1. Composición de especies en la Reserva de la Biosfera Janos y distribución a lo largo del gradiente. Las especies marcadas con * son aquellas que no fueron capturadas durante el muestreo pero que fueron observadas durante la realización del mismo.

Taxón	Altitud				
	1390	1430	1500	1680	2530
Orden Rodentia	PSPL	Matorral	PCPL	BE	BP
Familia Sciuridae					
<i>Cynomys ludovicianus</i> *			X		
<i>Neotamias dorsalis</i> *				X	X
<i>Sciurus aberti</i> *					X
<i>Sciurus nayaritensis</i> *				X	
<i>Xerospermophilus spilosoma</i>		X	X		
Familia Heteromyidae					
Subfamilia Dipodominae					
<i>Dipodomys merriami</i>	X	X			
<i>Dipodomys ordii</i>		X			
<i>Dipodomys spectabilis</i>	X	X	X		
Subfamilia Perognathinae					
<i>Chaetodipus eremicus</i>				X	
<i>Chaetodipus hispidus</i>	X	X			
<i>Chaetodipus intermedius</i>		X			
<i>Perognathus flavus</i>	X	X	X		
Familia Geomidae					
<i>Thomomys bottae</i> *	X	X	X		
Familia Cricetidae					
Subfamilia Neotominae					
<i>Baiomys taylori</i>	X	X	X		
<i>Neotoma albigula</i> *		X			
<i>Neotoma mexicana</i>				X	
<i>Onychomys arenicola</i>	X	X	X		
<i>Onychomys leucogaster</i>		X			
<i>Peromyscus boylii</i>				X	X
<i>Peromyscus gratus</i>				X	X
<i>Peromyscus eremicus</i>		X			
<i>Peromyscus maniculatus</i>		X			
<i>Peromyscus melanotis</i>					X
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>				X	X
<i>Reithrodontomys megalotis</i>		X			

<i>Sigmodon hispidus</i>	X	
<i>Sigmodon ochrognatus</i>		X
Familia Erethizontidae		
Subfamilia Erethizontinae		
<i>Erethizon dorsatum</i> *	X	

PSPL: Pastizal Sin Perros Llaneros; PCPL: Pastizal con Perros Llaneros; BE: Bosque de Encino;

BP: Bosque de Pino.

El pastizal sin perros llaneros (PSPL; 1390 m.s.n.m.) registró 128 organismos (203 capturas totales), con un esfuerzo de muestreo de 3240 noches/trampa, logrando un 6% de éxito de captura y una riqueza de seis especies pertenecientes a dos familias y cinco géneros. La riqueza específica tuvo un registro mínimo de una especie (*D. spectabilis*), en el otoño de 2015 y una máxima de cinco especies en invierno de 2015. *B. taylori* y *C. hispidus* sólo fueron registradas en el invierno de 2015 y *D. merriami* en primavera de 2015, por su parte, *O. arenicola* fue capturado en los inviernos 2015 y 2016, el resto de las especies fue registrada en más de tres temporadas. Por su abundancia, las especies dominantes fueron: *P. flavus* y *D. spectabilis*; Ocasionales: *O. arenicola*, *B. taylori* y *D. merriami*; Raras: *C. hispidus* (Cuadro 2).

Cuadro 2. Composición, riqueza y abundancia de especies en Pastizal Sin Perros Llaneros.

Especie	Número de Individuos (Abundancia absoluta)				Abundancia Relativa (%)
	H	M	No Id	Total	
<i>P. flavus</i>	34	54	5	93	72.7
<i>D. spectabilis</i>	12	12	3	27	21.1
<i>O. arenicola</i>	1	1	1	3	2.3
<i>D. merriami</i>	0	2	0	2	1.6
<i>B. taylori</i>	0	2	0	2	1.6
<i>C. hispidus</i>	0	0	1	1	0.8
Total	47	71	10	128	100

En el matorral (1430 m.s.n.m.) se contabilizó el mayor número de organismos, con 287 organismos capturados (531 capturas totales), y se realizó un esfuerzo de muestreo de 3,024 noches/trampa, lo que representa un 18% de éxito de captura. Se registraron 13 especies pertenecientes a tres familias y ocho géneros. En cuanto a la riqueza específica, esta varió a lo largo de las temporadas de muestreo, teniendo un número mínimo de 9 especies en el invierno de 2015 y un máximo de 13 especies en el invierno de 2016. Las especies que sólo se registraron en una sola ocasión fueron *S. hispidus* y *X. pilosoma*, ambas registradas en el invierno de 2016, *R. megalotis* fue registrada en dos temporadas, invierno de 2015 y 2016, el resto de las especies

fueron encontradas en más de tres temporadas. Además, presento siete especies exclusivas: *D. ordii*, *C. intermedius*, *O. leucogaster*, *P. eremicus*, *P. maniculatus*, *R. megalotis* y *S. hispidus*. Las especies Dominantes fueron: *D. merriami*; Subdominantes: *D. ordii*, *O. leucogaster*, *P. eremicus* y *P. maniculatus*; Ocasionales: *D. spectabilis*, *C. hispidus*, *C. intermedius*, *P. flavus*, *O. arenicola*, *R. megalotis* y *S. hispidus*; y Raras: *X. Spilosoma* (Cuadro 3).

Cuadro 3. Composición y abundancia de especies en Matorral.

Especie	Número de Individuos (Abundancia absoluta)				Abundancia Relativa (%)
	H	M	No Id.	Total	
<i>D. merriami</i>	51	74	0	125	43.6
<i>P. maniculatus</i>	11	21	0	32	11.1
<i>O. leucogaster</i>	14	17	0	31	10.8
<i>P. eremicus</i>	5	18	0	23	8.0
<i>D. ordii</i>	9	9	0	18	6.3
<i>C. intermedius</i>	6	6	0	12	4.2
<i>O. arenicola</i>	3	8	0	11	3.8
<i>D. spectabilis</i>	4	6	0	10	3.5
<i>P. flavus</i>	5	3	0	8	2.8
<i>C. hispidus</i>	3	4	0	7	2.4
<i>R. megalotis</i>	2	1	0	3	1.0
<i>S. hispidus</i>	2	1	0	3	1.0
Organismos no identificados	0	0	3	3	1.0
<i>X. spilosoma</i>	0	1	0	1	0.3
Total	115	169	3	287	100

Los organismos no identificados fueron ejemplares muy jóvenes en los que no se pudo definir su especie ni sexo.

Para el pastizal con perros llaneros (PCPL; 1500 m.s.n.m.), se capturaron 77 organismos (126 capturas totales), con un esfuerzo de muestreo de 3168 noches/trampa, siendo el sitio con el menor éxito de captura con el 4% y una riqueza de cinco especies pertenecientes a tres familias y cinco géneros. El valor mínimo de la riqueza específica fue en el otoño de 2015 con una especie (*O. arenicola*) y el máximo fue de cuatro para el invierno 2016. *X. spilosoma* y *B. taylori* fueron

capturadas en una sola temporada, en los inviernos de 2015 y 2016, respectivamente, *D. spectabilis* se registró en primavera 2015 e invierno 2016, el resto de las especies se registró en más de tres muestreos. Por su abundancia, las especies Dominantes fueron: *P. flavus* y *O. arenicola*; y Ocasionales: *X. spilosoma*, *D. spectabilis* y *B. taylori* (Cuadro 4).

Cuadro 4. Composición y abundancia de especies en Pastizal Con Perros Llaneros.

Especie	Número de Individuos (Abundancia absoluta)				Abundancia Relativa (%)
	H	M	No Id.	Total	
<i>P. flavus</i>	17	25	1	43	55.8
<i>O. arenicola</i>	11	15	3	29	37.7
<i>D. spectabilis</i>	2	1	0	3	3.9
<i>X. spilosoma</i>	0	1	0	1	1.3
<i>B. taylori</i>	1	0	0	1	1.3
Total	31	42	4	77	100

El bosque de encino (1680 m.s.n.m.) obtuvo 130 organismos capturados (364 capturas totales) y se realizó un esfuerzo de muestreo de 3168 noches/trampa, obteniendo un 11% de éxito de captura y una riqueza de cinco especies pertenecientes a dos familias y cuatro géneros. La riqueza de especies tuvo un máximo de cinco especies en otoño 2015 y un mínimo de tres especies en las temporadas de invierno y primavera de 2015. Para este sitio las especies fueron registradas más de una temporada, *R. fulvescens* fue registrada sólo fue registrada en otoño 2015 e invierno 2016, *C. eremicus* no fue registrado en los inviernos, el resto de las especies fue registrada en más de tres temporadas. La especie exclusiva para este hábitat fue *C. eremicus*, y siendo las especies Dominantes: *P. boylii*; Subdominantes: *N. albigula* y *P. gratus*; y Ocasionales: *C. eremicus* y *R. fulvescens* (Cuadro 5).

Cuadro 5. Composición y abundancia de especies en Bosque de Encino.

Especie	Número de Individuos (Abundancia absoluta)				Abundancia Relativa (%)
	H	M	No Id.	Total	
<i>P. boylii</i>	42	45	5	92	70.8
<i>N. mexicana</i>	7	7	3	17	13.1
<i>P. gratus</i>	6	6	1	13	10.0
<i>C. eremicus</i>	1	2	0	3	2.3
<i>R. fulvescens</i>	2	0	1	3	2.3
Organismos no identificados	0	0	2	2	1.5
Total	58	60	12	130	100

Los organismos no identificados fueron individuos muy jóvenes en los que no se pudo definir su especie ni sexo.

El bosque de pino (2530 m.s.n.m.), que registró 193 organismos (420 capturas totales) y un esfuerzo de muestreo de 2,595 noches/trampa, lo que representa un 16% de éxito y obtuvo una riqueza de seis especies, pertenecientes a una familia y cuatro géneros. Para este sitio, el esfuerzo de muestreo se vio reducido debido a las condiciones climáticas, una nevada en el otoño de 2015 nos impidió llegar a realizar el muestreo para esa temporada. *P. melanotis* fue la especie más abundante con el 71% de los individuos capturados, mientras que *S. ochrognatus* sólo registró un individuo que fue capturado en verano 2015. La riqueza de especies tuvo un valor mínimo de cuatro especies en ambos inviernos y un máximo de 5 en primavera y verano. *R. fulvescens* fue capturado en dos temporadas: invierno y primavera de 2015, el resto de las especies se capturó en mínimo tres temporadas. La especie exclusiva para este hábitat fue *P. melanotis*. Las especies Dominantes: *P. melanotis*; Subdominantes: *N. Albigula*, *P. boylii* y *P. gratus*; Ocasionales: *R. fulvescens*; Raras: *S. ochrognatus*.

Cuadro 6. Composición y estructura de especies en Bosque de Pino

Especie	Número de Individuos (Abundancia absoluta)				Abundancia Relativa (%)
	H	M	No Id.	Total	
<i>P. melanotis</i>	60	74	3	137	71.0
<i>P. gratus</i>	9	8	4	21	10.9
<i>P. boylii</i>	6	12	2	20	10.4
<i>N. mexicana</i>	2	4	4	10	5.2
<i>R. fulvescens</i>	2	2	0	4	2.1
<i>S. ochrognatus</i>	0	1	0	1	0.5
Total	79	101	13	193	100

En el Gráfico 1, se compara la riqueza total registrada para cada sitio y se ilustra a lo largo del gradiente en la Figura 5, mientras que en el Gráfico 2, se muestra la variación de la riqueza a lo largo del tiempo de muestreo para cada sitio, por último, en el Gráfico 3 se muestran las abundancias de todas las especies registradas por sitio.

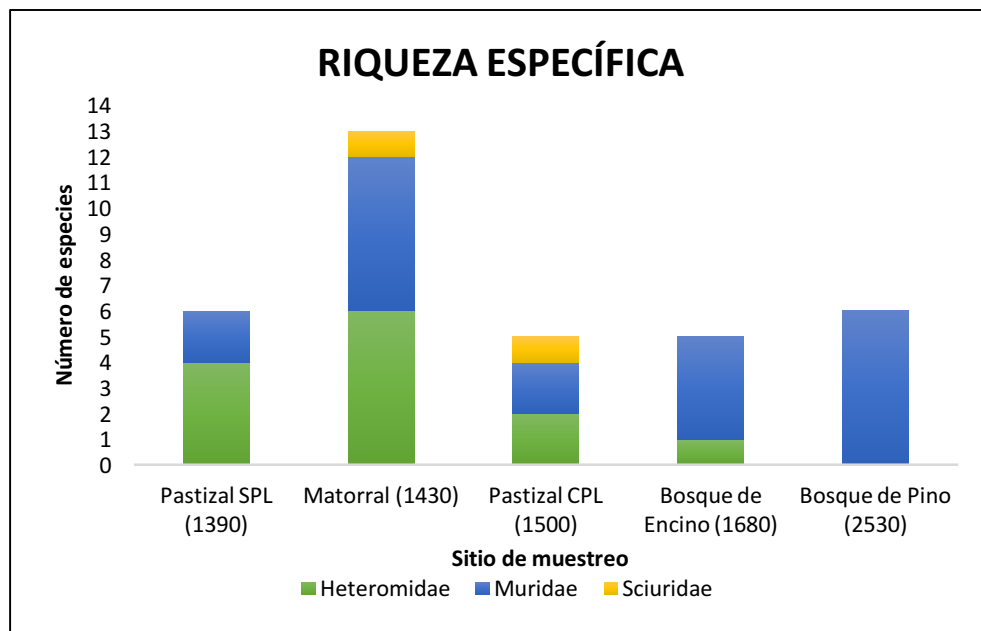


Gráfico 1. Riqueza de especies para cada sitio de muestreo dónde se muestra la riqueza aportada por familia. Los números en paréntesis son la altitud y están en m.s.n.m.

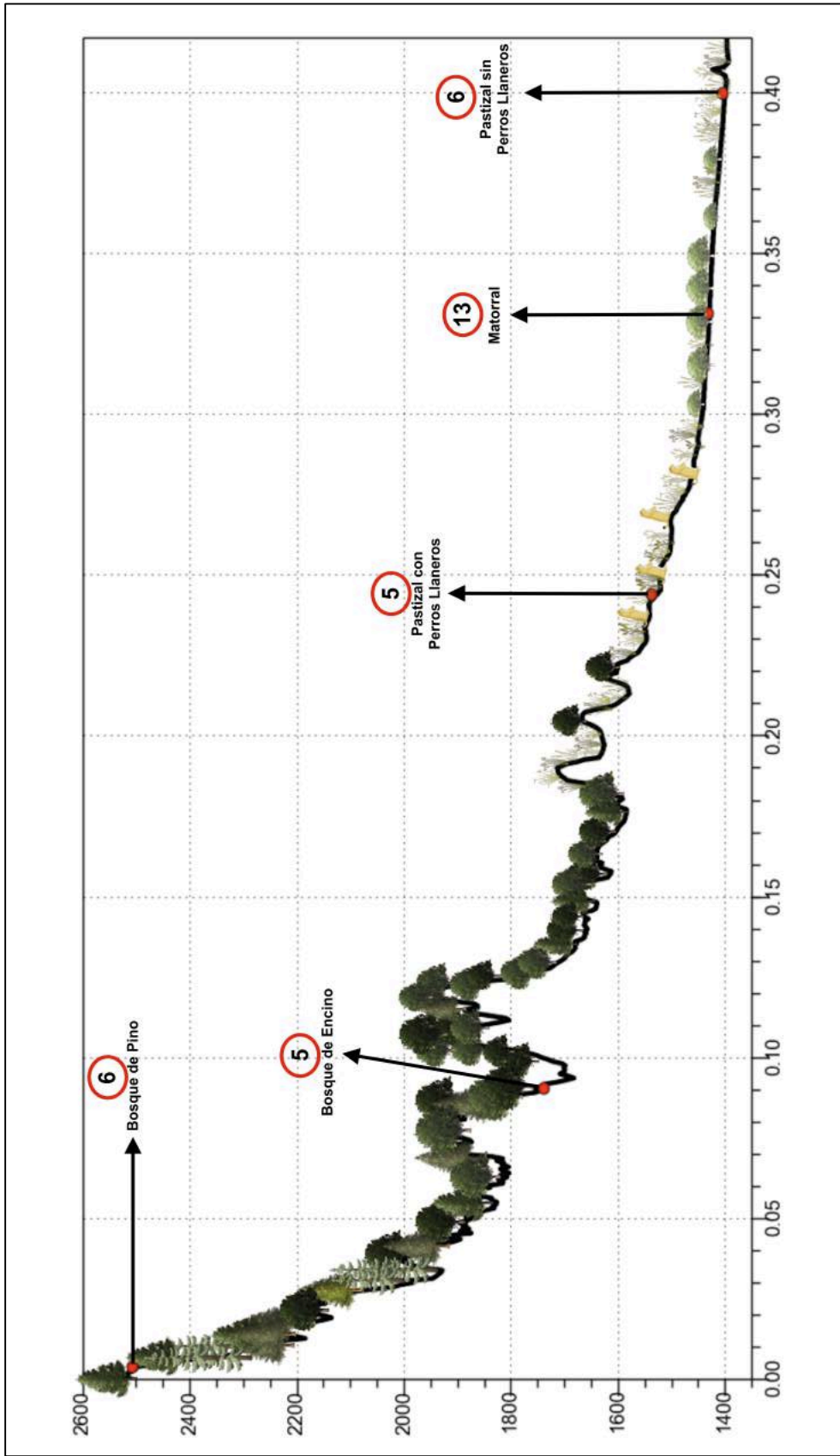


Figura 5. Distribución de la riqueza a través de un perfil altitudinal en la Reserva de la Biosfera Janos. Los números dentro del círculo rojo es la riqueza de especies registrado por piso altitudinal.

RIQUEZA ESPECÍFICA

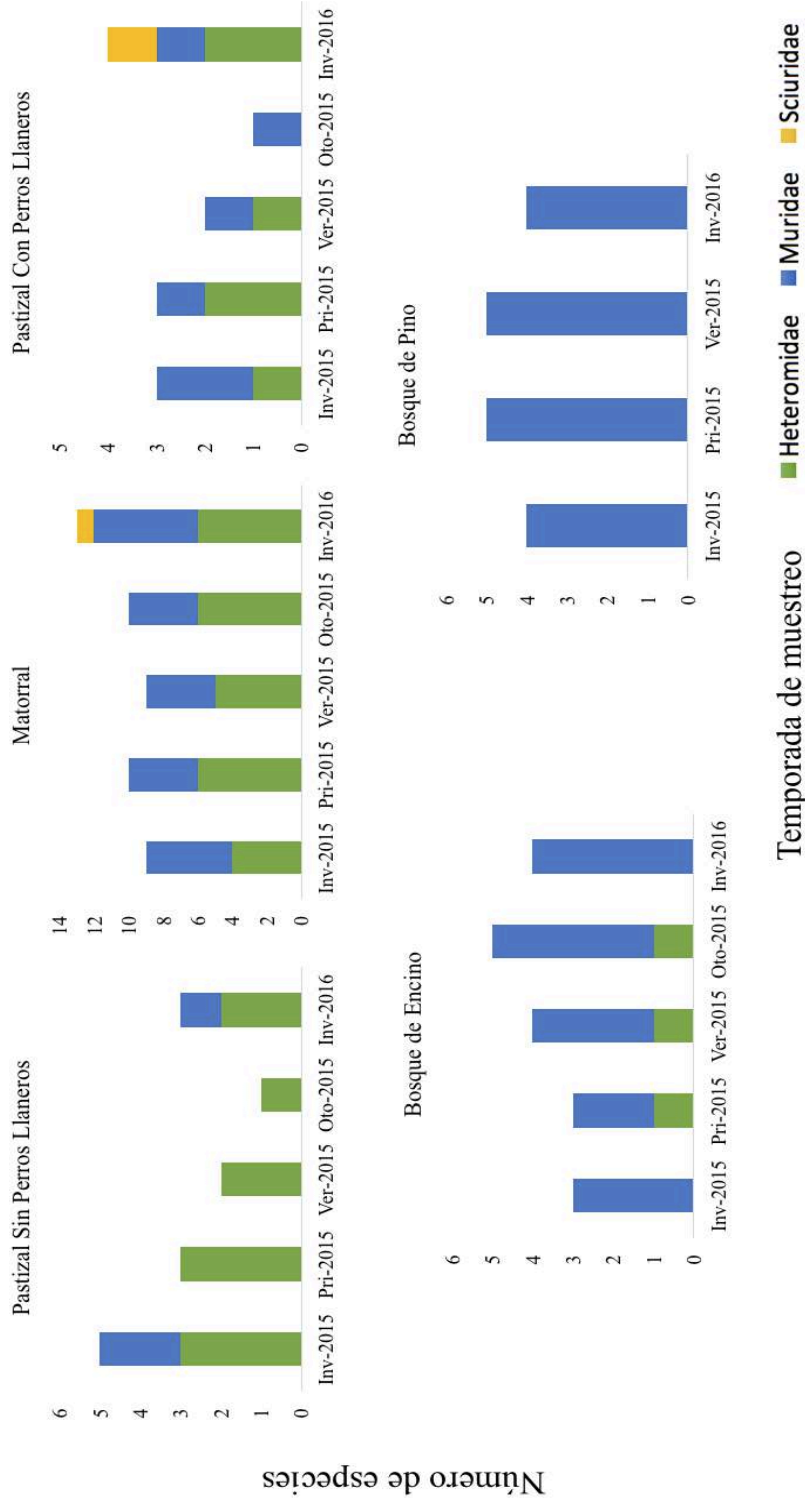


Gráfico 2. Riqueza específica para cada sitio y su variación largo del tiempo del muestreo.

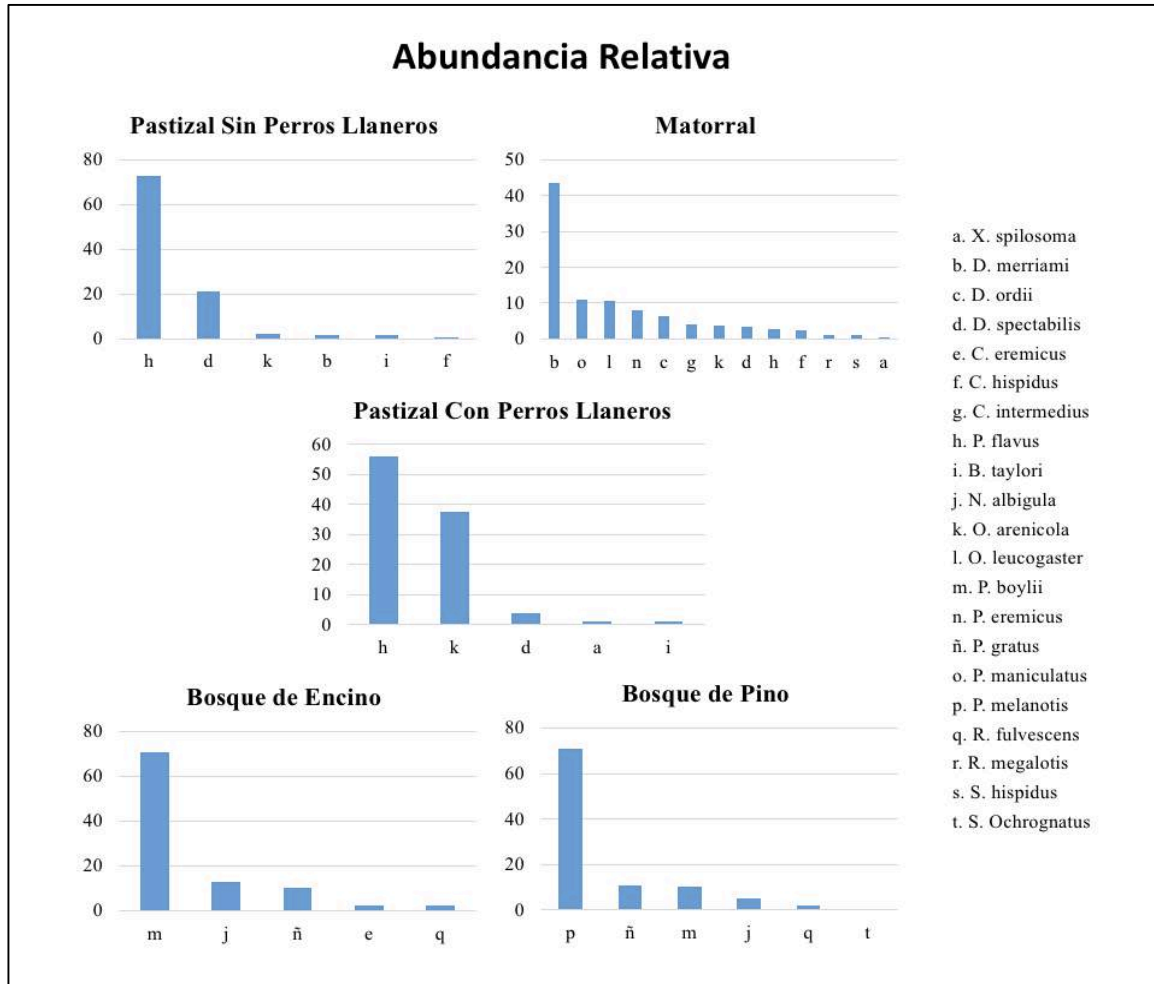


Gráfico 3. Abundancias relativas por sitio acomodados de las especies de mayor a menos abundancia.

Curvas de acumulación de especies

En los Gráficos 4 y 5 se muestra las curvas de acumulación de especies ajustadas al modelo de Clench, calculada para la reserva y para cada sitio, en donde, como variable independiente tenemos el número de muestreos y el número de especies como variable dependiente. En el Cuadro 7 se muestran valores del coeficiente de determinación (R^2), asíntota (A), pendiente y el porcentaje (%) de especies registradas para cada curva, en el cual podemos observar que para la RBJ se registraron más especies de las esperadas (102%), sin embargo, fue la que obtuvo el menor valor de $R^2=0.75$. Para los demás casos, el Bosque de Pino obtuvo el valor de R^2 más alto y el matorral el más bajo, 0.96 y 0.77 respectivamente, para todos los casos, el porcentaje de fauna

registrada fue de mínimo el 83%, que fue el valor en los Bosques y un máximo de 98% para el caso del Matorral.

Cuadro 7. Valores obtenidos para las curvas de acumulación de especies.

Sitio	R^2	A	<i>Pendiente</i>	Fauna registrada (%)
RBJ	0.75	20.6	0.17	102
Pastizal SPL	0.84	6.4	0.05	94
Matorral	0.77	13.3	0.22	98
Pastizal CPL	0.78	5.3	0.12	95
Bosque de Encino	0.90	6.0	0.17	83
Bosque de Pino	0.96	7.2	0.25	83

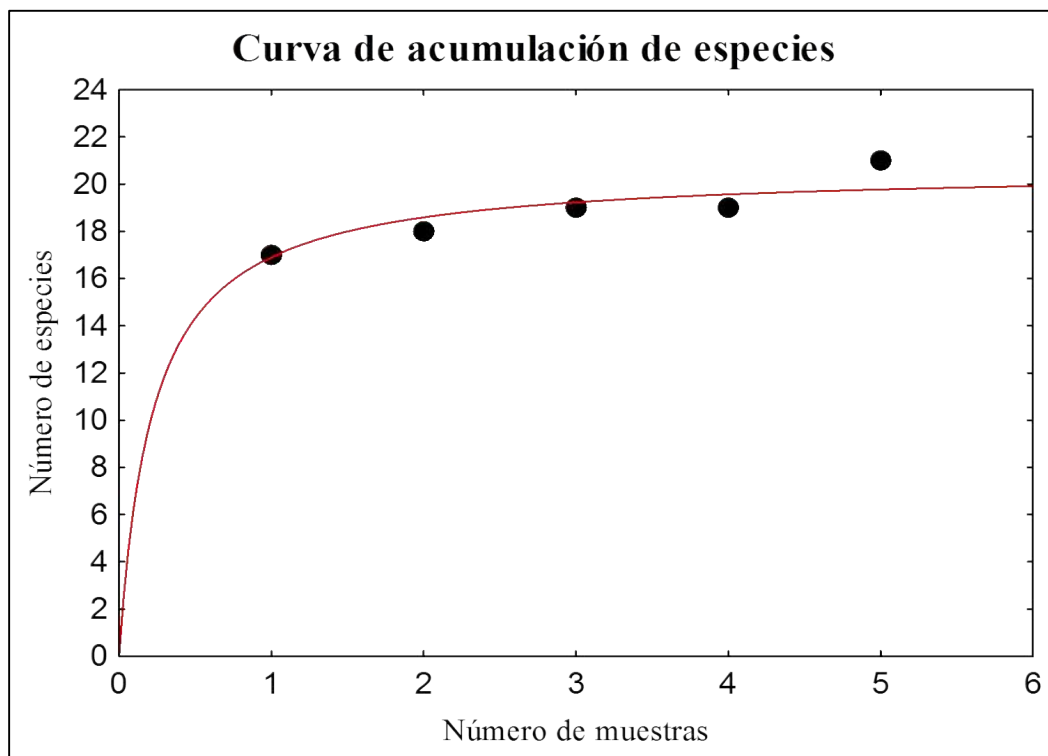


Gráfico 4. Curva de acumulación de especies calculado para la RBJ

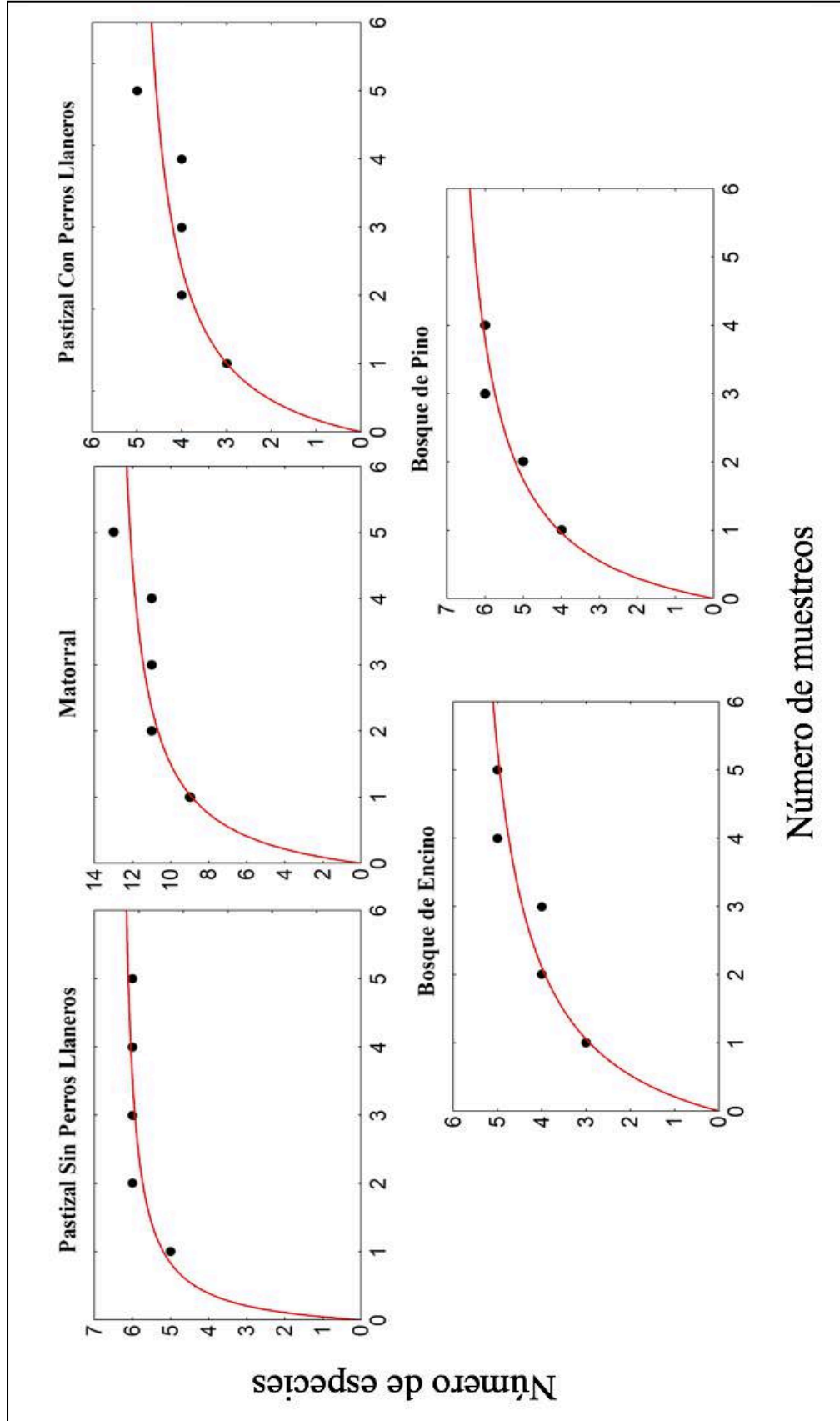


Gráfico 3. Curvas de acumulación de especies calculado para cada piso altitudinal.

Relación riqueza y altitud

No se encontró una correlación entre la altitud y la riqueza en la regresión lineal ($R^2 = 0.08287$; Gráfico 6) ni en la regresión cuadrática ($R^2 = 0.22177$; Gráfico 7).

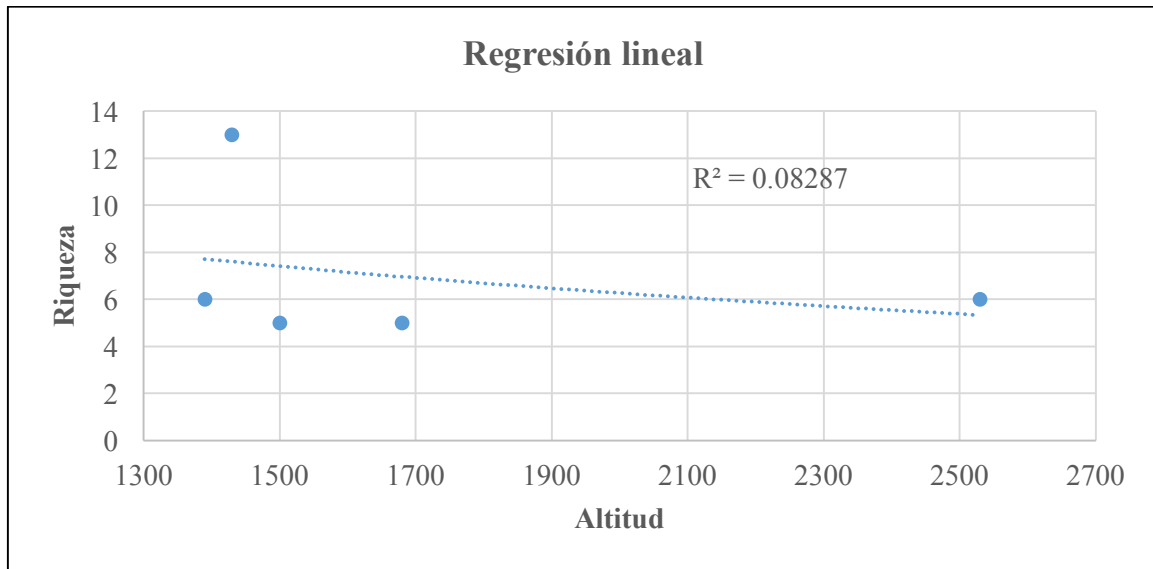


Gráfico 6. Regresión lineal simple correspondiente a los datos de riqueza obtenidos por piso altitudinal.

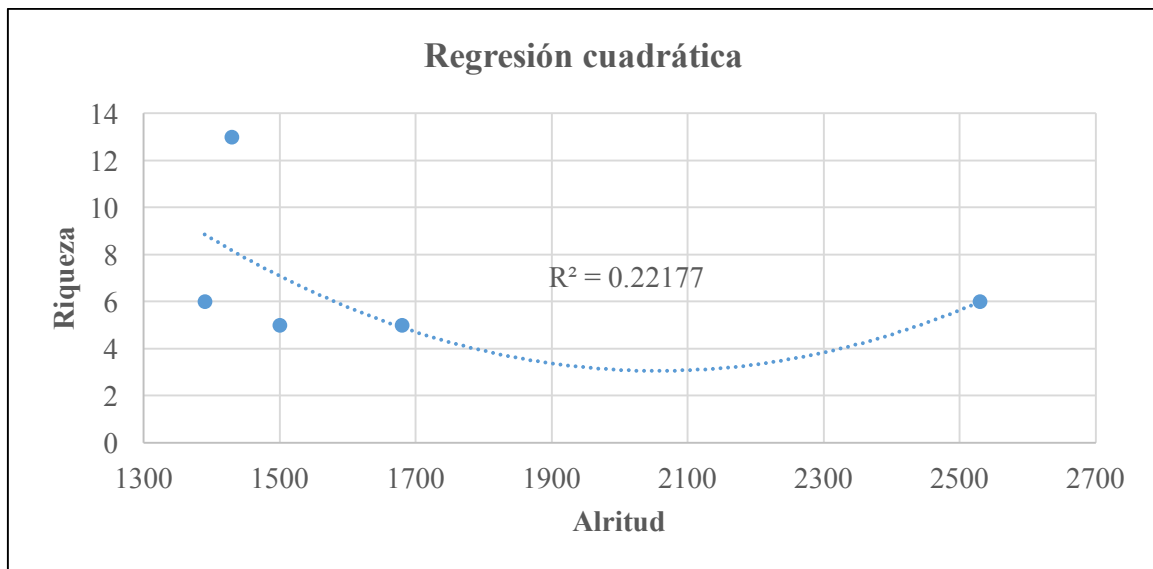


Gráfico 7. Regresión cuadrática correspondiente a los datos de riqueza obtenidos por piso altitudinal.

Diversidad alfa (α)

El matorral obtuvo los valores más altos en todos los parámetros medidos, en el caso del índice de Shannon-Wiener (1.89), fue significativamente mayor en comparación al resto de los sitios, por su parte, el resto de los sitios no mostró diferencias significativas entre ellos ($p=0.05$). Para el caso de la diversidad máxima, ($H' \max$), el valor registrado para el matorral fue de 2.56, el valor mínimo fue del PCPL y del Bosque de Encino con 1.61 para ambos casos. El sitio más equitativo (J') fue el matorral con un valor de 0.74, el PSPL fue quien registró el valor mínimo (0.48). El resultado de los índices se muestra en el Gráfico 8, para una mejor comparación entre sitios.

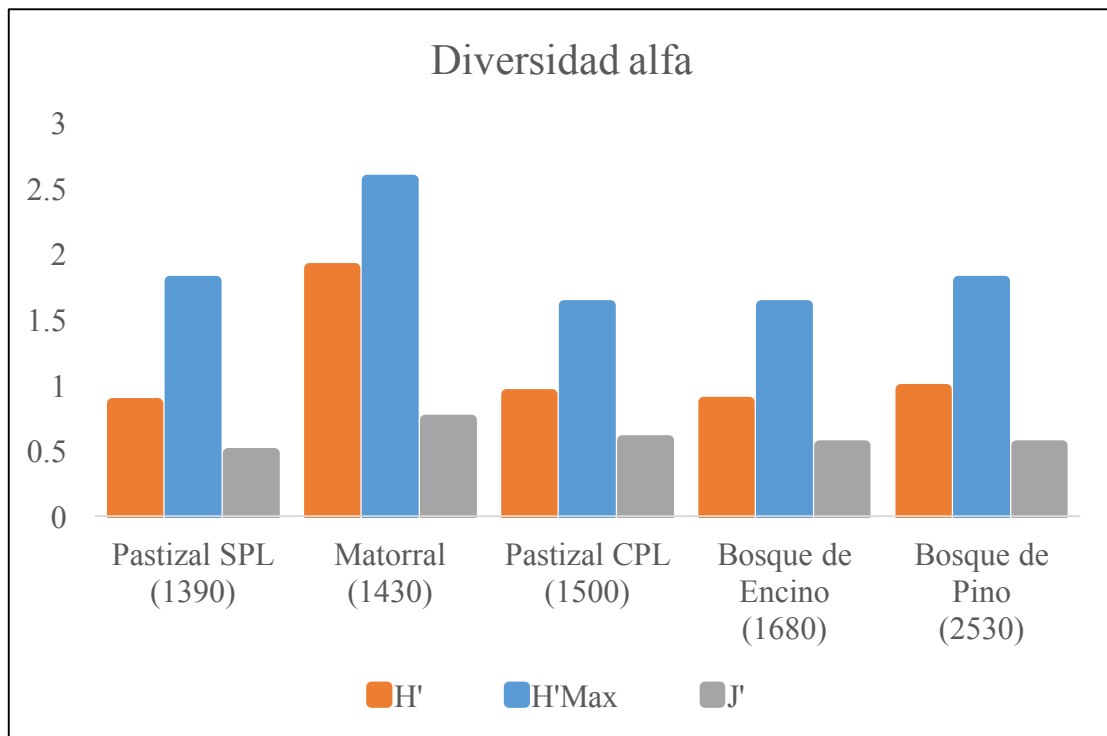


Gráfico 8. Índices de Shannon-Wiener (H'), diversidad máxima ($H' \max$) y equitatividad (J') por sitio.

El PSPL obtuvo su mayor valor de diversidad observada en el invierno 2016 ($H'=0.83$), en invierno 2015 registró el máximo valor para diversidad esperada ($H' \max =1.61$). En el verano 2015 la equitatividad registró su valor más alto ($J'=0.88$). El valor más bajo registrado para los tres

índices fue de cero durante el otoño 2015 y fue significativamente diferente al resto de las temporadas de muestreo ($p= 0.05$) el resto de las temporadas no tuvieron diferencias significativas en cuanto a su diversidad observada.

El matorral no mostró diferencias significativas en la diversidad observada en ninguna de las temporadas de muestreo ($p= 0.05$), su valor máximo fue $H'= 1.83$, registrado en el invierno 2016, su valor mínimo ($H'= 1.66$), se registró en el invierno 2015. La equitatividad en el verano 2015 registró su máximo valor ($J'= 0.80$).

Para el PCPL el otoño 2015 fue la única temporada de muestreo que mostró diferencias significativas ($p= 0.05$) y obtuvo los valores más bajos (0 para todos los casos) en los tres estimadores. La mayor diversidad observada ($H'= 1.09$), se registró en el invierno 2016, fue el mismo caso para diversidad esperada en esta temporada ($H'_{max}= 1.39$), mientras que la equitatividad fue mayor en el verano 2015 ($J'= 0.94$).

En los bosques de encino y pino no se encontraron diferencias significativas en la diversidad observada en ninguna de las temporadas de muestreo ($p= 0.05$). Para el caso del bosque de encino, la diversidad observada registró su mayor valor en el verano ($H' = 1.07$) y de equitatividad ($J'= 0.77$) y en otoño se registró el valor máximo para diversidad esperada ($H'_{max}= 1.61$). El bosque de pino registra sus valores máximos de diversidad observada ($H'= 1.09$) y esperada ($H'_{max}= 1.61$), la mayor equitatividad se registró en invierno 2015 ($J'= 0.70$).

En la Tabla 9 se presentan todos los datos obtenidos para los tres parámetros evaluados y se presentan graficados para una fácil interpretación de sus cambios temporales en el Gráfico 9. Se presentan los valores obtenidos para la prueba t de Student modificada por Hutchinson calculados para cada sitio en cada temporada en el Anexo 1.

Tabla 9. Riqueza específica (S), índice de Shannon-Wiener (H'), diversidad máxima (H' max) y equitatividad (J') por piso altitudinal a lo largo del tiempo de muestreo.

Pastizal Sin Perros Llaneros (1390 m.s.n.m.)				
Temporada	S	H'	H'max	J'
Inv-2015	5	0.79	1.61	0.49
Pri-2015	3	0.71	1.10	0.65
Ver-2015	2	0.61	0.69	0.88
Oto-2015	1	0	0.00	0.00
Inv-2016	3	0.83	1.10	0.76
Matorral (1430 m.s.n.m.)				
Inv-2015	9	1.66	2.20	0.76
Pri-2015	10	1.79	2.30	0.78
Ver-2015	9	1.76	2.20	0.80
Oto-2015	10	1.72	2.30	0.75
Inv-2016	13	1.83	2.56	0.71
Pastizal Con Perros Llaneros (1500 m.s.n.m.)				
Inv-2015	3	0.9	1.10	0.82
Pri-2015	3	0.53	1.10	0.48
Ver-2015	2	0.65	0.69	0.94
Oto-2015	1	0	0.00	0.00
Inv-2016	4	1.09	1.39	0.79
Bosque de Encino (1680 m.s.n.m.)				
Inv-2015	3	0.69	1.10	0.63
Pri-2015	3	0.63	1.10	0.57
Ver-2015	4	1.07	1.39	0.77
Oto-2015	5	0.93	1.61	0.58
Inv-2016	4	0.64	1.39	0.46
Bosque de Pino (2530 m.s.n.m.)				
Inv-2015	4	0.61	1.39	0.44
Pri-2015	5	1.09	1.61	0.68
Ver-2015	5	0.97	1.61	0.60
Inv-2016	4	0.97	1.39	0.70

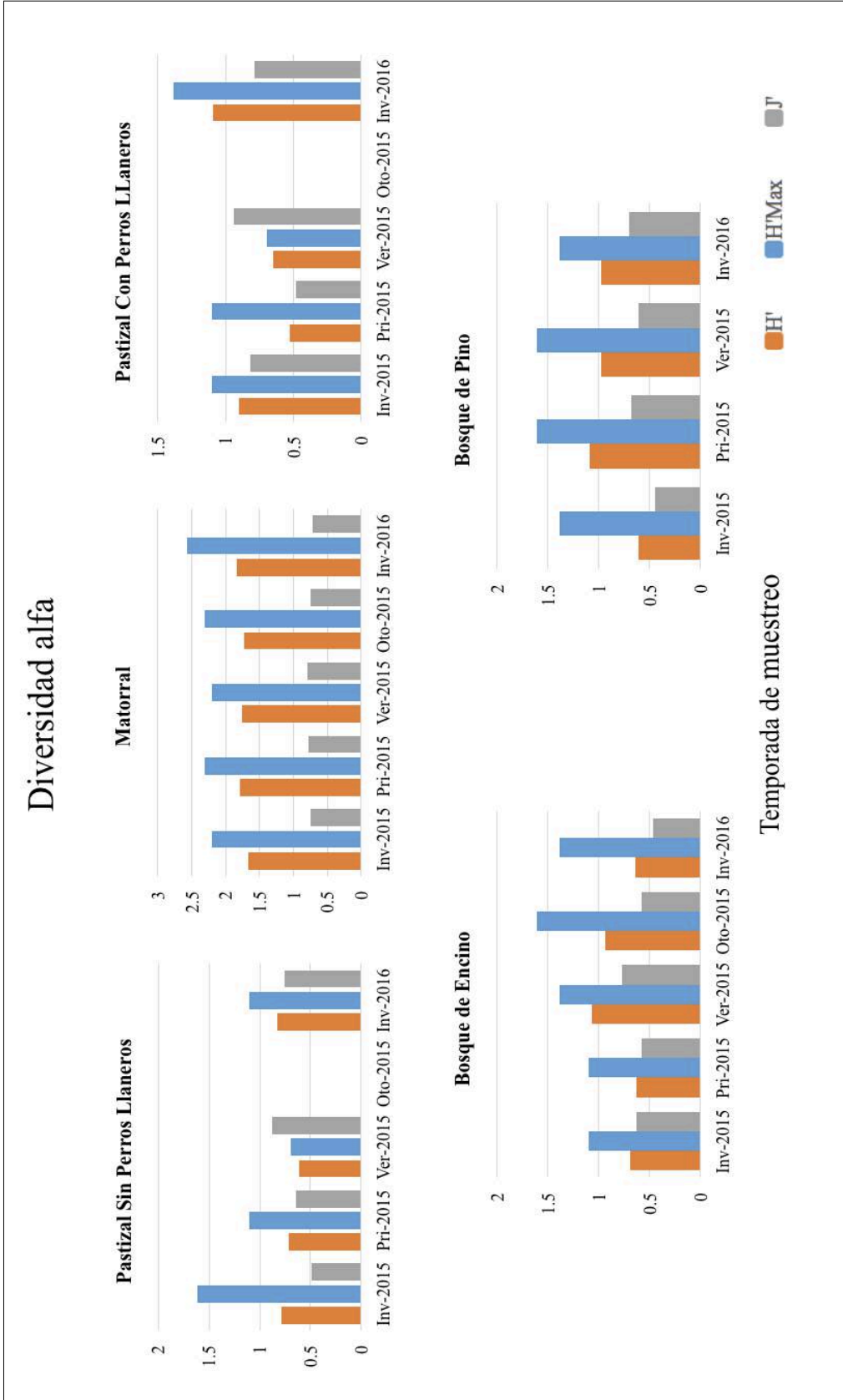


Gráfico 9. Índice de Shannon-Wiener (H'), diversidad máxima (H' max) y equitatividad (J') por sitio por temporada.

Diversidad beta (β)

En cuanto a la diversidad beta, se observó que existen dos grupos de faunas de pequeños roedores, los que habitan en tierras bajas y que no comparten ninguna similitud, cuantitativa ni cualitativa, con los sitios ubicados en la sierra. Ambos índices calculados para medir la diversidad beta muestran que los pastizales son los sitios con mayor similitud, seguido de los bosques. El matorral tuvo mayor similitud cualitativa con el pastizal sin perros llaneros, sin embargo, cuantitativamente fue igualmente parecido a ambos pastizales (Tablas 10 y 11).

Tabla 10. Valores obtenidos del índice de Morishita-Horn

Sitios	Pastizal sin PLCN	Matorral	Bosque de Encino
Pastizal con PLCN	0.9	0.09	0
Matorral	0.09	-	0
Bosque de Pino	0	0	0.2

Tabla 11. Valores obtenidos para el índice de similitud de Jaccard

Sitios	Pastizal sin PLCN	Matorral	Bosque de Encino
Pastizal con PLCN	0.7	0.3	0
Matorral	0.4	-	0
Bosque de Pino	0	0	0.6

Discusión.

Riqueza de especies y gradiente altitudinal.

Los resultados obtenidos arrojan que la reserva contiene más especies de pequeños roedores a las estimadas bajo el modelo de Clench (102%). Además, el número de especies de pequeños roedores observado durante la realización del presente trabajo (21), entra en el rango de riqueza de roedores registrada regionalmente por otros estudios realizados en nuestro país, que varía de 11-23 especies registradas (ver: Ayala, 2014; Cruzado, 2008; Mena, 2004; Sanchez-Cordero, 2001; Vázquez *et al.*, 2000), pero fue mayor a lo que se reporta en otros países como Malasia, Tailandia, China, Costa Rica, Chad y Perú, en donde el rango va de 6-15 especies de roedores registradas (ver: Goodman y Rasolonandrasana, 2001; Granjon *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2003; Mares y Ernest, 1995; McCain, 2004; Md. Nor, 2001; Patterson *et al.*, 1989; Rickart *et al.*, 2011; Stanley y Kihale, 2016; Yu, 1994). Dicha riqueza representa el 16% de las especies de mamíferos a nivel estatal y el 34% de los roedores reportados para el estado (López-González y García-Mendoza, 2012), con lo cual, confirmamos que nuestro esfuerzo de muestreo obtuvo una gran representatividad de especies, por lo cual fue exitoso.

A nivel de sitio, el número de especies registrado (5-13) es concordante con lo reportado por otros estudios en la Sierra Madre Occidental y el desierto Chihuahuense, con valores de 1 a 13 especies (Aragón, 2011; Cuautle, 2007; González-Romero, Hernández, Laundré, Aragón y López-Portillo, 2005; Tapia-Ramírez, López-González, González-Romero y Hernández-Betancourt, 2012). Al analizarlo por hábitat, es concordante con otros estudios que los pastizales mantengan un menor riqueza en comparación a comparación de bosques y matorrales (Aragón, 2011; Cuautle, 2007; González-Romero *et al.*, 2005; Tapia-Ramírez *et al.*, 2012). Las curvas de acumulación de especies estimadas, muestran que en promedio se ha registrado cerca 90% de las especies pertenecientes por cada sitio, sin embargo, no necesariamente deberían ser nuevas especies las que falten por registrarse. Se sabe que para el caso de los roedores se presentan cambios temporales en la distribución, y que pueden pasar periodos de varios años sin que una especie se registrada en cierta

localidad pero, posteriormente puede volver a ser registrada en el mismo sitio (Domínguez, 2006). Por lo anterior, se esperaría que con un mayor esfuerzo de muestreo las especies faltantes serán finalmente registradas y estas especies serían compartidas con otros hábitats cercanos, que temporalmente no se encuentran presentes en otras localidades (Granjon *et al.*, 2004).

El no haber encontrado una relación entre la riqueza y la altitud, refuta la hipótesis de que la riqueza de especies presentaría algún tipo de relación con la altitud, lo que sugiere que la riqueza de especies en esta región se encuentra asociada a otros factores que se han propuesto, como el tipo de vegetación, productividad primaria y complejidad del hábitat (Cruzado, 2008; Li *et al.*, 2003; Sanchez-Cordero, 2001; Yu, 1994). Ya que se ha observado que la composición y abundancia de especies está influenciada por la sucesión vegetal, aun a una misma altitud (Yu, 1994) y por la diversidad de herbáceas (Cuautle, 2007). Otros de los factores que se han asociado con la riqueza de especies son la precipitación y la humedad (Li *et al.*, 2003; Md. Nor, 2001; Sanchez-Cordero, 2001), sin embargo, para el caso de la RBJ, no aplica esta relación, debido a que la mayor riqueza fue registrada a los 1390 m de altitud, en un matorral, donde la precipitación es cerca de 381 mm, que es menor a la precipitación que se registra a mayores altitudes (CONANP, 2013). Por lo que regresáramos a que hipótesis que relaciona la riqueza con la complejidad de hábitat, productividad primaria, disponibilidad de recursos, relaciones interespecíficas y tasas de especiación servirían para explicar la distribución de la riqueza (Li *et al.*, 2003), en este caso para las especies de pequeños roedores que habitan en la RBJ.

Diversidad y composición de las comunidades.

La diversidad de especies registrada para todos los sitios fue muy similar entre ellas, a excepción del matorral, el cual, fue significativamente mayor a los demás sitios de muestreo. Por otro lado, los valores de diversidad alfa obtenidos en los bosques concuerdan con los publicados para otras localidades en la misma Sierra Madre Occidental con valores que van de $H' = 0.45-1.57$ (Aragón, 2011 y literatura citada en el texto), y en bosques similares de la Sierra Madre Oriental con $H' =$

0.95-1.57 (Ayala, 2014). El que hábitats de matorral sean significativamente más diversos en comparación a otros hábitats ha sido documentado en estudios realizados en el desierto Chihuahuense para el estado de Durango, y para nuestra misma zona de estudio (Cruzado, 2008; González-Romero *et al.*, 2005; Tapia-Ramírez *et al.*, 2012). Y este fenómeno puede ser explorado y explicado por diferentes hipótesis, una de ellas es el gradiente de productividad (Brown, 2001; Lomolino, 2001), que ha sido relacionado con la diversidad de especies de pequeños mamíferos (Li *et al.*, 2003; Sanchez-Cordero, 2001; Yu, 1994), ya que se ha observado que en tierras altas, pese a que la complejidad del hábitat es alta, pueden caracterizarse por una productividad menor en comparación a las partes bajas del gradiente (Wolf, 1993) y para el caso de matorrales, aun en época de secas, existe biomasa utilizable para asegurar la supervivencia de las especies de roedores (González-Romero *et al.*, 2005; Tapia-Ramírez *et al.*, 2012). Otra explicación, puede ser la relación especies-área (MacArthur y Wilson, 1967), que se ha extrapolado a los sistemas montañosos y se ha visto que al aumentar la altitud, disminuye el área disponible (Brown, 2001; Brown y Lomolino, 1998; Lomolino, 2001), lo que explicaría el por qué a elevaciones más altas no se encuentra una mayor riqueza de especies y por ende, una mayor diversidad. Sin embargo, para probar el efecto de una u otra hipótesis es necesario una evaluación exhaustiva, por lo que se propone incluir en futuras investigaciones factores como la productividad y riqueza de especies vegetales disponibles, así como la aplicación de modelos relacionados con la elevación y el área.

En cuanto a la composición de especies para la RBJ, esta fue similar a la reportada en otros sitios a nivel regional, en la que la familia predominante son los cricétidos, seguido de los heterómidos y sciúridos, como en Jalisco (Íñiguez y Santana, 2005), Michoacán (Sánchez-Hernández, García-Estrada y Romero-Almaraz, 2005) y Durango (Aragón, Muñiz-Martínez y Garza, 2012). Cabe resaltar que la dominancia que tiene la familia Cricetidae es muy marcada a partir de los 1680 m en adelante, pues solo una especie de heterómido fue capturado (*Chaetodipus eremicus*), similar a lo reportado en la Sierra Madre Occidental para el estado de Durango (Aragón, 2011). Por otro lado, en altitudes menores a los 1600m, la dominancia por especies de la familia

Heteromyidae, similar a lo reportado en el mismo sitio y en otras partes del desierto chihuahuense (Ceballos *et al.*, 1999; Cruzado, 2008; González-Romero *et al.*, 2005; Tapia-Ramírez *et al.*, 2012). La notoria diferenciación en cuanto a la composición de especies es explicada por la historia natural de las familias, por un lado, la familia Crietidae es la segunda familia más grande de mamíferos, y ocupa una gran cantidad de hábitats, desde la tundra hasta desiertos, lo que explica su presencia en los cinco sitios muestreados. Por otro lado, la familia Heteromyidae es considerada como la familia más estrechamente adaptada a la vida en las zonas áridas de Norteamérica (Vaughan, Ryan y Czaplewski, 2013), por lo que es de esperarse que se encuentre mejor representada en la parte baja de nuestro gradiente.

Variación temporal de la diversidad.

Durante el tiempo que cubrió el muestreo del presente estudio sólo existieron diferencias significativas en cuanto a la diversidad estacional en ambos pastizales, siendo en la época de otoño en el que ambos presentaron un $H' = 0$. La misma diferencia estacional para pastizales ha sido descrita en Durango (González-Romero *et al.*, 2005; Tapia-Ramírez *et al.*, 2012), y en el mismo sitio por Cruzado (2008). Cabe señalar que para cada uno de los sitios, la única especie registrada fue diferente, por un lado, para el PSPL fue *Perognathus flavus*, un granívoro, y que el sitio es un potrero sin pastorear por cerca de un año; contrario a un omnívoro que es *Onychomys arenicola*, registrado en el PCPL ubicado en un rancho con pastoreo continuo. Se ha comprobado experimentalmente que la disponibilidad de recursos influye en la presencia y abundancia de las especies en zonas desérticas (Abramsky, 1978; Brown y Munger, 1985), y empíricamente, se ha observado que las poblaciones de roedores que habitan en el desierto Chihuahuense se correlacionan positivamente con la densidad de plantas anuales (Brown y Heske, 1990; Heske, Brown, y Mistry, 1994). Y en pastizales, la disponibilidad de recursos es principalmente semillas que a su vez, esta producción es estacional y depende de la precipitación (González-Romero *et al.*, 2005). Para el tiempo en el que se realizó el muestreo, las lluvias fueron a destiempo (com. Per.

Locatarios), retrasando la producción de semillas, y aunado al régimen de pastoreo, para cada sitio, podemos concluir que para el caso del PCSPL el hecho de no haber pastoreo favoreció que la única especie presente fuera un granívoro de talla pequeña, que pudo aprovechar el poco alimento disponible. Por el otro lado, en el sitio de PCPL influyeron otros recursos, ya que, durante la realización del muestreo observe que *O. arenicola* utiliza las madrigueras de perros llaneros como refugio, y se ha documentado que al menos otras cuatro especies de mamíferos ocupan las madrigueras de igual forma, dentro de nuestra área de estudio (Rivera, Pacheco y Ceballos, datos no publicados).

Recambio de especies.

Los valores obtenidos por los índices de diversidad beta hacen referencia de existencia de dos asociaciones de especies de faunas muy marcadas, tanto así que del nivel altitudinal de los 1500 a los 1680 no existe ninguna especie compartida. Este fenómeno ha sido observado en otros lugares como Malasia (Md. Nor, 2001) y Perú (Patterson *et al.*, 1998; Presley *et al.*, 2011) y en donde han clasificado a dichas asociaciones, dependiendo del extremo al que pertenecen en el gradiente altitudinal como: de tierras altas y de tierras bajas. Lo anterior sugiere la existencia de un punto en el que dichas asociaciones se yuxtaponen, y donde la riqueza de especies puede ser mayor o igual a la de otros sitios que han sido muestreados durante el presente estudio. Sin embargo, esto requiere de realizar más trabajo en diferentes pisos altitudinales con el fin de documentar y confirmar si existe dicha transición de faunas, por lo que sugiere que en futuras investigaciones se agreguen otros sitios que involucren ecotonos entre los hábitats (p. ej. Bosques de encino-pino, ecotono de pastizal y bosque de encino).

El recambio a nivel de sitio, hace observar que los sitios más similares en cuanto al tipo de vegetación son los que más especies comparten, como es el caso de los pastizales y los dos tipos de bosque, siendo los pastizales lo que más similitud cuantitativa y cualitativa tienen, aun cuando altitudinalmente el matorral se interpone entre ellos. Esto apoya las hipótesis de que en la RBJ la

riqueza de especies, además de sus composición, está asociada a factores como el tipo de vegetación, más que a la altitud (Yu, 1994). En el mismo sentido, ambos pastizales presentan similitud con el matorral y se ha sugerido que el matorral puede fungir como comunidad fuente, ya que en ese sitio es donde encontramos un mayor número de especies, e incluso presenta especies exclusivas, lo anterior fue propuesto anteriormente por Cruzado (2008).

El hecho de que existan dos asociaciones de faunas bien definidas, sin una similitud entre ellas, pero sí entre los sitios que los componen, hace pensar que el fenómeno puede ser evaluado a nivel de metacomunidad (Leibold *et al.*, 2004). Dichas asociaciones muestran una clara diferenciación que las permite ser reconocidas y definidas fácilmente, correspondiente a una estructura Clemensiana (Clements, 1916, 1928) de la metacomunidad, similar a lo observado en Perú (Presley *et al.*, 2011). Sin embargo, para entender los procesos que regulan a este nivel ecológico, para el caso de los roedores de la RBJ, es necesario un marco de investigación con el cual se identifiquen los patrones que puedan llegar a presentarse a diferentes escalas espaciales y temporales (Presley, Higgins y Willig, 2010).

Implicaciones para la conservación.

Los resultados demuestran que la reserva mantiene una alta riqueza de roedores (Pacheco *et al.*, 2000), y que, a primera vista, el matorral sería el sitio de mayor importancia para la conservación dentro de la reserva debido a la riqueza que alberga y al número de especies exclusivas que contiene. Sin embargo, cabe señalar que se ha observado una reducción considerable de la riqueza registrada en los pastizales con perros llaneros, que para 1992-1993 se contabilizaban 10 especies (Ceballos *et al.*, 1999), y para los años 2000-2001 se redujo a 8 especies (Cruzado, 2008). Esto significa que para la actualidad sólo registramos el 50% de la riqueza que se tenía hace 24 años, lo cual puede estar ligado a los graves problemas de degradación que ha sufrido históricamente la región (Ceballos *et al.*, 2010; Hruska *et al.*, 2017) y a la considerable reducción en la extensión de los perros llaneros en el área, que para 1988 era de poco más de 55,000 ha (Ceballos *et al.*, 1993), y

que para 2013 solo se registraron menos de 3,000 ha (Marín, 2016), lo que representa una reducción del 95%. Aunado a esto, se ha visto que la desaparición de las colonias de perritos llaneros trae consigo la invasión de los pastizales por mezquite (Davidson *et al.*, 2010; Ponce-Guevara, Davidson, Sierra-Corona y Ceballos, 2016), modificando el ambiente y reduciendo incluso los servicios ecosistémicos ofrecidos por los pastizales (Martínez-Estévez, Balvanera, Pacheco y Ceballos, 2013). Lo anterior hace replantear si en verdad es el matorral el sitio principal para conservar o el pastizal, principalmente el que contiene perritos llaneros, es de mayor consideración para la conservación debido a la visible pérdida de riqueza de roedores debido a la degradación ambiental.

Conclusiones.

Se registró que para el caso del gradiente evaluado no se encontró una relación entre la riqueza y la altitud. Lo anterior sugiere que, para el caso de la RBJ, la riqueza de especies de pequeños roedores responde a otros factores como el tipo de vegetación, productividad primaria y heterogeneidad ambiental.

Se documentó que el matorral, ubicado a 1430 m.s.n.m., presentó diferencias significativas al compararse con los demás sitios de muestreo, además, obtuvo los mayores valores para todos los parámetros medidos. Sin embargo, a nivel de sitio a lo largo del muestreo, los pastizales mostraron diferencias significativas en cuanto a la diversidad registrada en la temporada de otoño, que fue menor al resto de las temporadas. Lo anterior es atribuido a: 1) la precipitación tardía, que pudo haber retrasado la producción de semillas en ambos pastizales; 2) el efecto del pastoreo en ambos sitios; y 3) la presencia de perritos de las praderas en uno de los sitios.

Se observó que la similitud de faunas entre los tres niveles bajos del gradiente y los dos sitios ubicados en la sierra es nula, exhibiendo que existen dos asociaciones de faunas bien definidas, cuyo posible punto de transición está presente entre los 1500m y los 1680m de altitud. Ambos grupos tienen similitud cuantitativa y cualitativa entre cada piso altitudinal que los compone, lo que sugiere que puede estudiarse en un marco teórico a nivel de mancomunidad.

Se hace notorio que los sitios con pastizal, en especial en los que habitan los perritos llaneros son sitios prioritarios para la conservación debido a la visible pérdida de riqueza de especies de roedores a causa de la degradación ambiental y la reducción en la extensión de las colonias de perros llaneros.

Referencias.

- Abramsky, Z. (1978). Small Mammal Community Ecology. Changes in Species Diversity in Response to Manipulated Productivity. *Oecologia*, 34, 113–123.
- Álvarez-Castañeda, S. T., Álvarez, T., y González-Ruiz, N. (2015). *Guía para identificar los mamíferos de México en campo y laboratorio / Keys for identifying mammals of Mexico in the field and in the laboratory*. (Primera Ed). México: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Anderson, S. (1972). Mammals of Chihuahua, Taxonomy and Distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 148(2), 149–410.
<http://doi.org/10.1080/00222938800770331>
- Aragón, E. E. (2011). *Composición y Estructura de Una Comunidad de Pequeños Mamíferos de la Sierra Madre Occidental, Durango, México*. Instituto de Biología, UNAM.
- Aragón, E. E., Muñiz-Martínez, R., y Garza, A. (2012). Roedores del estado de Durango, México. En F. A. Cervantes y C. Ballesteros-Barrera (Eds.) (pp. 165–183). México, D.F.: Instituto de Biología, UNAM/Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Arrambide, N. (2007). *Variación Espacio-Temporal de la Diversidad de Pequeños Mamíferos no Voladores de Tres Localidades de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán-Oaxaca y Puebla*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Avila-Flores, R., Ceballos, G., Villa-Meza, A. de, List, R., Marcé, E., Pacheco, J., ... Boutin, S. (2012). Factors associated with long-term changes in distribution of black-tailed prairie dogs in northwestern Mexico. *Biological Conservation*, 145(1), 54–61.
<http://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.005>
- Ayala, V. (2014). *Biodiversidad de pequeños mamíferos en tres localidades del municipio de Rayón, San Luis Potosí*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barrett, G. W., y D., P. J. (1999). *Landscape Ecology of Small Mammals*. New York: Springer.
<http://doi.org/10.1007/978-0-387-21622-5>
- Brooks, R. T., Smith, H. R., y Healy, W. M. (1998). Small-mammal abundance at three elevations on a mountain in central Vermont, USA: a sixteen-year record. *Forest Ecology and Management*, 110, 181–193.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*. Chicago: The University of Chicago Press.
<http://doi.org/10.2307/2265606>
- Brown, J. H. (2001). Mammals on mountain sides: Elevational patterns of diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 101–109.
- Brown, J. H., y Heske, E. J. (1990). Temporal Changes in a Chihuahuan Desert Rodent Community. *Oikos*, 59(3), 290–302.
- Brown, J. H., y Lomolino, M. V. (1998). *Biogeography* (Second Edi). Massachusetts, USA: SinauerAssociates, Inc.

- Brown, J. H., y Munger, J. C. (1985). Experimental Manipulation of a Desert Rodent Community : Food Addition and Species Removal. *Ecology*, 66(5), 1545–1563.
- Carey, A. B., y Harrington, C. A. (2001). Small mammals in young forests: Implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management*, 154(1–2), 289–309. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00638-1](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00638-1)
- Carleton, M. D., y Musser, G. G. (2005). Order Rodentia. In D. E. Wilson & D. M. Reeder (Eds.), *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (Tercera Ed, Vol. 2, p. 2142). Baltimore: The Johns Hopkins University Press. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2850.1998.00130.x>
- Ceballos, G. (2012). *Mammals of Mexico*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Ceballos, G., Arroyo-Cabrales, J., Vazqu ez, D., y Domínguez Castellanos, Y. (n.d.). Los Mamíferos de México: Lista sistemática, distribución, diversidad y conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*. <http://doi.org/10.1093/jmammal/gyw160>
- Ceballos, G., y Brown, J. H. (1995). Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, 9(3), 559–568.
- Ceballos, G., Davidson, A., List, R., Pacheco, J., Manzano-Fischer, P., Santos-Barrera, G., y Cruzado, J. (2010). Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications. *PLoS ONE*, 5(1). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0008562>
- Ceballos, G., y List, R. (2011). *Inventario de especies de vertebrados para apoyar la creación del Ordenamiento Ecológico y la Reserva de la Biósfera Janos, Chihuahua. Informe final del Proyecto FQ016*. México, D.F. Retrieved from <http://bva.colech.edu.mx/xmlui/handle/1/1302>
- Ceballos, G., Mellink, E., y Hanebury, L. R. (1993). Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation*, 63, 105–112.
- Ceballos, G., Pacheco, J., y List, R. (1999). Influence of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments*, 41(2), 161–172. <http://doi.org/10.1006/jare.1998.0479>
- Clements, F. E. (1916). *Plant Succession. An Analysis of the Development of Vegetation*. (C. I. of Washington, Ed.). Washington. <http://doi.org/10.1126/science.45.1162.339>
- Clements, F. E. (1928). *Plant succession and indicators*. (H. W. Wilson Company, Ed.). New York.
- Colwell, R. K., y Hurtt, G. C. (1994). Nonbiological Gradients in Species Richness and a Spurious Rapoport Effect. *The American Naturalist*, 144(4), 570–595. Retrieved from <http://www.jstor.org>
- Comisión Nacional de áreas Naturales Protegidas. (2006). *Estudio Previo Justificativo Para el Establecimiento del  rea Natural Protegida Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua*. Chihuahua, México: CONANP.

- CONANP. (2013). Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Janos, 176.
<http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Cruzado, J. (2008). *Dinámica poblacional y estructura de la comunidad de pequeños mamíferos de la región Janos-Casas Grandes, Chihuahua. Tesis de Maestría*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cuautle, L. M. (2007). *Diversidad de roedores en la Reserva de la Biosfera La Michilía en relación con la heterogeneidad ambiental a nivel macrohábitat y microhábitat*. Instituto de Ecología, A.C.
- Davidson, A. D., Ponce, E., Lightfoot, D. C., Fredrickson, E. L., Brown, J. H., Cruzado, J., ... Ceballos, G. (2010). Rapid response of a grassland ecosystem to an experimental manipulation of a keystone rodent and domestic livestock. *Ecology*, *91*(11), 3189–3200.
<http://doi.org/10.1890/09-1277.1>
- Delany, M. J. (1972). The ecology of small rodents in tropical Africa. *Mammal Review*, *2*(1), 1–42.
<http://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1972.tb00155.x>
- Delany, M. J. (1986). Ecology of small rodents in Africa. *Mammal Review*, *16*(1), 1–41.
<http://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00016.x>
- Dobzhansky, T. (1950). Evolution in the Tropics. *American Scientist*, *38*, 209–221.
<http://doi.org/10.2307/27826306>
- Domínguez, Y. (2006). *Estructura de comunidades y uso de hábitat de pequeños mamíferos de una selva baja en el Oeste de México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Fischer, A. G. (1960). Latitudinal Variations in Organic Diversity. *Evolution*, *14*(1), 64–81.
 Retrieved from <http://links.jstor.org/sici?sici=0014-3820%28196003%2914%3A1%3C64%3ALVIOD%3E2.0.CO%3B2-7>
- Gaston, K. J. (2003). *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. New York: Oxford University Press.
- Golley, F. B., Petruszewicz, K., y Ryszkowski, L. (1975). *Small mammals: their productivity and population dynamics*. (F. B. Golley, K. Petruszewicz, y L. Ryszkowski, Eds.). New York: Cambridge University Press.
- González-Romero, A., Hernández, L., Landré, J. W., Aragón, E., y López-Portillo, J. (2005). Monitoreo de dos comunidades de roedores en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Durango, México. En V. Sanchez-Cordero y R. A. Medellín (Eds.), *Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa* (pp. 15–26). México, D.F.: CONABIO-UNAM.
- Goodman, S., & Rasolonandrasana, B. (2001). Elevational zonation of birds, insectivores, rodents and primates on the slopes of the Andringitra Massif, Madagascar. *Journal of Natural History*, *35*(1), 285–305. <http://doi.org/10.1080/00222930150215387>
- Granjon, L., Houssin, C., Lecompte, E., Angaya, M., César, J., Cornette, R., ... Ch, D. (2004). Community ecology of the terrestrial small mammals of Zakouma National Park, Chad. *Acta Theriologica*, *49*, 215–234.

- Heaney, L. R. (2001). Small Mammal Diversity along Elevational Gradients in the Philippines: An Assessment of Patterns and Hypotheses. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 15–39.
- Heske, E. J., Brown, J. H., y Mistry, S. (1994). Long-Term Experimental Study of a Chihuahuan Desert Rodent Community : 13 Years of Competition. *Ecology*, 75(2), 438–445.
- Hruska, T., Toledo, D., Sierra-Corona, R., y Solis-Gracia, V. (2017). Social–ecological dynamics of change and restoration attempts in the Chihuahuan Desert grasslands of Janos Biosphere Reserve, Mexico. *Plant Ecology*, 218(1), 67–80. <http://doi.org/10.1007/s11258-016-0692-8>
- Íñiguez, L. I., y Santana, E. (2005). Análisis mastofaunístico del estado de Jalisco. En V. Sánchez-Cordero y R. A. Medellín (Eds.), *Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa* (pp. 253–268). Mexico. D.F.: UNAM-CONABIO.
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2013). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8(31), 151–61.
- Kasangaki, A., Kityo, R., y Kerbis, J. (2003). Diversity of rodents and shrews along an elevational gradient in Bwindi Impenetrable National Park, south-western Uganda. *African Journal of Ecology*, 41(2), 115–123. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2028.2003.00383.x>
- Kotliar, N. B. (2000). Application of the keystone-species concept to prairie dogs : How well It work? *Conservation Biology*, 14(6), 1715–1721.
- Lebgue-Keleng, T., Soto-Cruz, R., Quintana-Martínez, Gustavo Quiñonez-Martínez, M., Balderrama-Castañeda, S., Melgoza-Castillo, A., Morales-Nieto, C., y Cortes-Palacios, L. (2015). Árboles y arbustos templados de Chihuahua, México. *TECNOCENCIA Chihuahua*, IX(1), 49–57.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... A, G. (2004). The metacommunity concept : a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Li, J. S., Song, Y. L., y Zeng, Z. G. (2003). Elevational gradients of small mammal diversity on the northern slopes of Mt. Qilian, China. *Global Ecology and Biogeography*, 12(6), 449–460. <http://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00052.x>
- List, R., y Macdonald, D. W. (2003). Home range and habitat use of the kit fox (*Vulpes macrotis*) in a prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) complex. *Journal of Zoology*, 259, Pagination missing-please provide. <http://doi.org/10.1017/S0952836902002959>
- List, R., Pacheco, J., Ponce, E., Sierra-Corona, R., y Ceballos, G. (2010). The Janos Biosphere Reserve, Northern Mexico. *International Journal of Wilderness*.
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation Gradients of Species-Density: Historical and Prospective Views. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 3–13.
- López-González, C., y García-Mendoza, D. F. (2012). A checklist of the mammals (Mammalia) of Chihuahua, Mexico. *Check List*, 8(6), 1122–1133.

- MacArthur, R. H., y Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. (R. H. MacArthur, Ed.). Ney Jersey, USA: Princeton University Press.
- Magurran, A. E. (1988). Diversity indices and species abundance models. In *Ecological Diversity and Its Measurement* (pp. 7–45). Dordrecht: Springer Netherlands. http://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_2
- Manzano-Fischer, P., List, R., y Ceballos, G. (1999). Grassland birds in Praire-Dog Towns in Northwestern Chihuahua, Mexico..pdf. *Studies in Avian Biology*.
- Manzano-Fischer, P., List, R., Ceballos, G., y Cartron, J. L. E. (2006). Avian diversity in a priority area for conservation in North America: The Janos-Casas Grandes Prairie Dog Complex and adjacent habitats in northwestern Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 15(12), 3801–3825. <http://doi.org/10.1007/s10531-005-5408-7>
- Mares, M. A., y Ernest, K. A. (1995). Population and Community Ecology of Small Mammals in a Gallery Forest of Central of Central Brazil. *Journal of Mammalogy*, 76(3), 750–768. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/1382745>
- Marín, A. G. (2016). *Estado actual y estrategia de conservación de los perros llaneros de cola negra (Cynomys ludovicianus) en la Reserva de la Biósfera de Janos, Chihuahua, México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Marquet, P. A. (1994). Diversity of Small Mammals in the Pacific Coastal Desert of Peru and Chile and in the Adjacent Andean Area: Biogeography and Community Structure. *Australian Journal of Zoology*, 42(4), 527. <http://doi.org/10.1071/ZO9940527>
- Martínez-Estévez, L., Balvanera, P., Pacheco, J., y Ceballos, G. (2013). Prairie Dog Decline Reduces the Supply of Ecosystem Services and Leads to Desertification of Semiarid Grasslands. *PLoS ONE*, 8(10). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0075229>
- McCain, C. M. (2004). The Mid-Domain Effect Applied to Elevational Gradients : Species Richness of Small Mammals in Costa Rica. *Journal of Biogeography*, 31(1), 19–31.
- Md. Nor, S. (2001). Elevational Diversity Patterns of Small Mammals on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 41–62.
- Mena, J. L. (2004). *Diversidad y distribución de mamíferos pequeños no voladores en un gradiente altitudinal en la vertiente del pacífico de la Reserva de la Biósfera El Triunfo, Chiapas*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Miller, B., Ceballos, G., y Reading, R. (1994). The prairie gog and biotic diversity. *Conservation Biology*, 8(3), 677–681.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. (M&T-Manuales y Tesis, Ed.) (Vol. 1). Zaragoza.
- Navarro, D., y Leon-Paniagua, L. (1995). Community structure of bats along an altitudinal gradient in tropical eastern Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 1, 9–21.

- Novillo, A., y Ojeda, R. A. (2012). Diversity and distribution of small mammals in the South American Dry Andes. *Austral Ecology*, 37(7), 758–766. <http://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02336.x>
- Pacheco, J., Ceballos, G., y List, R. (2000). Los mamíferos de la Región de Janos-Casas Grandes, Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 4, 69–83. Retrieved from <http://www.ecologia.unam.mx/laboratorios/eycfs/faunos/art/Gce/AA17.pdf>
- Pacheco, V. (2002). Mamíferos del Perú. In G. Ceballos & J. A. Simonetti (Eds.), *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales* (pp. 503–549). México, D.F.: CONABIO.
- Patterson, B. D., Meserve, P. L., y Lang, B. K. (1989). Distribution and Abundance of Small Mammals along an Elevational Transect in Temperate Rainforests of Chile. *Journal of Mammalogy*, 70(1), 67–78.
- Patterson, B. D., Pacheco, V., y Solari, S. (1996). Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. *Journal of Zoology*, 240(November 2015), 637–658. <http://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05313.x>
- Patterson, B. D., Stotz, D. F., Solari, S., Fitzpatrick, J. W., y Pacheco, V. (1998). Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography*, 25(3), 593–607. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2846100>
- Pianka, E. R. (1966). Latitudinal Gradients in Species Diversity: A Review of Concepts. *The American Naturalist*, 100(910), 33–46. Retrieved from <http://links.jstor.org/sici?sici=0003-0147%28196601%2F02%29100%3A910%3C33%3ALGISDA%3E2.0.CO%3B2-U>
- Ponce-Guevara, E., Davidson, A., Sierra-Corona, R., y Ceballos, G. (2016). Interactive Effects of Black-Tailed Prairie Dogs and Cattle on Shrub Encroachment in a Desert Grassland Ecosystem. *Plos One*, 11(5), e0154748. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0154748>
- Presley, S. J., Cisneros, L. M., Patterson, B. D., y Willig, M. R. (2011). Vertebrate metacommunity structure along an extensive elevational gradient in the tropics: A comparison of bats, rodents and birds. *Global Ecology and Biogeography*, 21(10), 968–976. <http://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00738.x>
- Presley, S. J., Higgins, C. L., y Willig, M. R. (2010). A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure, (February), 908–917. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18544.x>
- Rapoport, E. H. (1982). *Areography: Geographical Strategies of Species* (First Engl, Vol. 1). Pergamon, New York: Publications of Fundación Bariloche. [http://doi.org/10.1016/S0022-3182\(88\)80223-1](http://doi.org/10.1016/S0022-3182(88)80223-1)
- Rickart, E. A., Heaney, L. R., Balette, D. S., y Tabaranza, B. R. (2011). Small mammal diversity along an elevational gradient in northern Luzon, Philippines. *Mammalian Biology*, 76(1), 12–21. <http://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.01.006>
- Sanchez-Cordero, V. (2001). Elevation Gradients of Diversity for Rodents and Bats in Oaxaca , Mexico. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 63–76.

- Sánchez-Hernández, C., García-Estrada, C., y Romero-Almaraz, M. de L. (2005). Distribución y diversidad de los roedores del estado de Michoacán, y su asociación con las regiones fidiográficas. En V. Sánchez-Cordero y R. A. Medellín (Eds.), *Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa* (pp. 451–460). México, D.F.: UNAM-CONABIO.
- Santos-Barrera, G., Pacheco, J., y Ceballos, G. (2008). Amphibians and Reptiles Associated With the Prairie Dog Grasslands Ecosystem and Surrounding Areas At the Janos Casas Grandes Complex, Northwestern Chihuahua, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie)*, 24(3), 125–136.
- Stanley, W. T., y Kihale, P. M. (2016). Elevational Distribution and Ecology of Small Mammals on Africa 's Highest Mountain. *PLoS ONE*, 11(9), 1–15.
<http://doi.org/10.1371/journal.pone.0109904>
- Stevens, G. C. (1989). The Latitudinal Gradient in Geographical Range: How so Many Coexist in the Tropics. *The American Naturalist*, 133(2), 240–256.
- Stoddart, D. M. (1979). *Ecology of Small Mammals*. (D. M. Stoddart, Ed.), *Ecology of Small Mammals*. Londres: Chapman and Hall. <http://doi.org/10.1007/978-94-009-5772-5>
- Tapia-Ramírez, G., López-González, C., González-Romero, A., y Hernández-Betancourt, S. F. (2012). Diversidad de roedores y su relación con la heterogeneidad ambiental en la cuenca del río Nazas, Durango, México. En F. A. Cervantes y C. Ballesteros-Barrera (Eds.), *Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos* (pp. 59–70). Mexico. D.F.: Instituto de Biología, UNAM/Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Vaughan, T. A., Ryan, J. M., y Czaplewski, N. J. (2013). *Mammalogy* (Sesta Edic). Estados Unidos de América: Jones & Bartlett Learning.
- Vázquez, L. B., Medellín, R. A., y Cameron, G. N. (2000). Population and community ecology of small rodents in montane forest of western Mexico. *Journal of Mammalogy*, 81(1), 77–85.
- Wallace, A. R. (1878). *Tropical Nature and Other Essays*. Londres: MacMillan.
- Wolf, J. H. D. (1993). Diversity Patterns and Biomass of Epiphytic Bryophytes and Lichens Along an Altitudinal Gradient in the Northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80(4), 928–960.
- Yu, H.-T. (1994). Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. *Journal of Zoology*, 234(4), 577–600.
<http://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb04866.x>
- Zapata-Ríos, G., Araguillin, E., y Jorgenson, J. P. (2006). Caracterización De La Comunidad De Mamíferos No Voladores En Las Estribaciones Orientales De La Cordillera Del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozología Neotropical*, 13(2), 227–238.

Anexos

Anexo 1. Memoria fotográfica sobre algunas de las especies registradas durante el muestreo.



Fotografía 1. *Baiomys taylori* capturado en un pastizal con perros llaneros.



Fotografía 2. *Dipodomys spectabilis* capturado en pastizal sin perros llaneros.



Fotografía 3. *Perognathus flavus* capturado en pastizal con perros llaneros.



Fotografía 4. *Peromyscus maniculatus* capturado en matorral micrófilo.



Fotografía 5. *Dipodomys merriami* capturado en matorral micrófilo.



Fotografía 6. *Onychomys leucogaster* capturado en matorral micrófilo.



Fotografía 7. *Reithrodontomys megalotis* capturado en matorral micrófilo.



Fotografía 8. *Neotoma albigula* capturada en bosque de encino.



Fotografía 9. *Peromyscus melanotis* capturado en bosque de pino.



Fotografía 10. *Sigmodon ochrognatus* capturado en bosque de pino.

