Universidad Autónoma de Baja California

Facultad de Ciencias

Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas

Estrategias de manejo para la conservación de la comunidad de murciélagos del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, B.C.

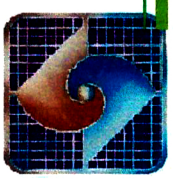
TESIS

Que para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS

Presenta

Yuriria Castañeda Sánchez



Ensenada B. C. México, Agosto de 2013

Universidad Autónoma de Baja California

Facultad de Ciencias

Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas

"Estrategias de manejo para la conservación de la comunidad de murciélagos del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, B.C."

TESIS

Que para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS

Presenta

Yuriria Castañeda Sánchez

APROBADA POR:

Dra. Juana Claudia Leyva Aguilera
Directora de tesis

M. C. Jesús Ramón Serrano López
Codirector

M. C. Rosa Contreras Motolinía
Sinodal

RESUMEN

En la conservación biológica es necesario el estudio minucioso de la distribución de las especies. Por ello una alternativa es estudiar la relación de especie-hábitat, la cual puede ser modelada para predecir la distribución de las especies a través de sus requerimientos ecológicos.Los murciélagos son de gran importancia a nivel mundial debido a que proporcionan servicios relevantes, beneficios e interacciones en el ambiente y favorecen al ser y pueden ser empleados como bioindicadores del estado de conservación de su hábitat.

El Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM) pertenece a un hábitat mediterráneo y es muy importante en la región del estado, ya que participa en la recarga de los mantos acuíferos de la zona, así como de albergar una alta biodiversidad de especies, dentro del cual se han reportado 12 especies dentro del polígono, una de las cuales es endémica bajo protección especial en el país (*Myotis milleri*).

De esta manera en este trabajo se propone un modelo de distribución de especies selectas de murciélagos del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, con fines de manejo y conservación.

Para la modelación se llevó a cabo la recabación del marco conceptual a través de enfoques teóricos como la ecología de comunidades y del paisaje; enfoque sistémico y la biología de la conservación. Esto ayudó a establecer los criterios ecológicos para la selección de las especies que se emplearían para la modelación potencial de distribución por medio de sistemas de información geográfica. Se establecieron los requerimientos de hábitat (perchado, forrajeo, sensibilidad al cambio de paisaje, tipo y estructura de la vegetación que emplean en la escala vertical y horizontal, movimientos de desplazamiento diarios de las especies); el gremio en el que se clasifica cada una de ellas y la categoría de riesgo de acuerdo con la NOM 059 ECOL-SEMARNAT 2010. Se realizó un análisis de riqueza beta para establecer el grado de especificidad que perciben en el uso del paisaje los murciélagos dentro del parque y el uso de especies focales como estrategia de conservación. Se analizó el paisaje por medio de métricas de composición y configuración por categoría de uso establecidas como: hábitat potencial, unidades reproductivas, perchado probable para la especie y perchado probable para hembras activas. Finalmente se generaron las monografías resumen descriptivas de cada especie.

Como resultados se determinó el uso diferenciado del hábitat como especialista y se seleccionaron a cuatro especies: 1) *Corynorhinus townsendii*, 2) *Antrozous pallidus*, 3) *Myotis milleri* y 4) *M. volans*, de las cuales se obtuvo la información filtrada de sus requerimientos específicos y sus mapas de distribución potencial en el PNSSPM.

Potencialmente *C. townsendii*, *A. pallidus* y *M. milleri*, el paisaje en general tiene un alto grado de conectividad entre los distintos parches de los tipos de cobertura (hábitat potencial). Sin embargo, al analizar éstos en las categorías de unidades reproductivas y perchado probable para hembras activas, los parches más funcionales para el perchado en estado reproductivo, se localizan aglomerados, pero muy distantes entre sí. Por lo que se establecieron como especies indicadoras del estado de conservación de la comunidad y del parque. Por el contrario, *M. volans* describió un hábitat más idóneo en todas las categorías de uso. Al último se estableció el paisaje como heterogéneo pero muy conectado entre los distintos tipos de coberturas. Se identificaron como presiones y amenazas que afectan el hábitat de los murciélagos al turismo recreativo, la tala, incendios forestales, ganadería, patógenos y turbinas eólicas. Posteriormente se generaron las recomendaciones de manejo para la conservación de la comunidad dentro del parque.

Palabras clave: murciélagos, ecología del paisaje, manejo, SIG, modelación potencial.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres. Quienes me dieron la vida y la oportunidad de experimentar las grandiosas aventuras a través de mi existencia. Por darme la libertad y confianza de ser un individuo autosuficiente y capaz de enfrentar las alegrías y pesares de la vida.

A mi hermano. Por apoyarme en todo momento, expresarme su amor y confianza. Comienza la nueva etapa de nuestras vidas.

A Kish. Por recordarme a cada momento vivir al máximo y el presente. Por ser mi compañía fiel, incondicional y amorosa.

A mis familiares y amigos. Por apoyarme en buenas, malas y pésimas. Pero sobre todo demostrarme que pocos pueden ser como hermanos carnales.

A mi comité de tesis:

Dra. Claudia Leyva. Por su apoyo incondicional, guía y dirección en los momentos más críticos de la maestría. Por recibirme con gusto y entusiasmo en el resto del camino para la finalización de esta tesis. Le agradezco su paciencia y colaboración inigualable con nuevos enfoques sobre la investigación científica.

M. C. Jesús Serrano. Por estar en la trinchera desde primer semestre y darme la alegría y pasión por la ecología del paisaje, así como mostrarme nuevos horizontes en la investigación, pero sobre todo por apoyarme en todo momento a pesar de la adversidad.

M. C. Rosa Contreras. Por ser una excelente guía para la "planeación y diseño" de esta tesis. Agradezco que compartiera sus conocimientos y mente abierta para ver más allá de la moda en la ciencia.

A todos los profesores con quienes cursé materias en MEZA.

A la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico para el estudio de la maestría.

Al Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, por brindar el apoyo para llevar a cabo la investigación dentro de las instalaciones y las facilidades para terminar el proyecto. Pero en especial a los M. C. Gonzalo de León y M. C. José Israel Hernández, por su apoyo incondicional y colaboración para la elaboración de esta tesis.

A la Universidad Autónoma de Baja California por el apoyo brindado durante mi estancia en MEZA.

CONTENIDO

RESUMEN 1
AGRADECIMIENTOS 2
CONTENIDO 3
INTRODUCCIÓN 6
ANTECEDENTES 7
- Bienes y servicios ecosistémicos provistos por el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir 7
- Bienes y servicios ecosistémicos provistos por los murciélagos insectívoros 8
- Relación murciélago-estructura del paisaje 9
- Estudio específico de los requerimientos hábitat de las especies de murciélagos para su conservación así como estrategia para el manejo del paisaje: estudios de caso 11

OBJETIVOS 14
- Objetivos específicos 14

MARCO CONCEPTUAL 15
- Biología de la conservación 16
- Ecología del paisaje: introducción 17
- Métricas del paisaje 19
- Definición de paisaje 19
- Relación entre estructura y función del paisaje 20
- Definición de procesos, funciones, bienes, servicios y valores ecosistémicos 21
- Clasificación, evaluación de las funciones ecosistémicas, bienes y servicios 21
- Valor de las funciones, bienes y servicios ecosistémicos 25
- Diseño y planeación del paisaje 25
- Vínculos en el paisaje y la conservación de la vida silvestre: movimiento de especies, corredores y conectividad 27
- Especies focales como estrategia de conservación 28

ÁREA DE ESTUDIO 30
- Descripción general 31
- Vegetación 31
- Fauna 33
- Presiones y amenazas 33

METODOLOGÍA 35
- Estructura de hábitat y riqueza beta 35
- Criterios ecológicos para la selección de especies 36
- Generación de mapas y modelación del hábitat potencial 39
- Análisis del paisaje 40
- Monografías 46

RESULTADOS 48
- Análisis de riqueza beta 48
- Criterios ecológicos para la selección de especies: especies resultantes del análisis metodológico 51
- Descripción de las áreas potenciales: mapas resultantes 54
- Descripción de la estructura de la vegetación disponible para las especies por categoría de uso 60
- Descripción de hábitat potencial por categoría de uso por especie 77
- Análisis del paisaje 80
- Presiones y amenazas 83
- Recomendaciones 85

Estrategias de manejo 85
DISCUSIÓN 89
CONCLUSIONES 95
LITERATURA CITADA 97
ANEXO 1 114
ANEXO 2 128
ANEXO 3 129
ANEXO 4 139
ANEXO 5 141
GLOSARIO 142

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Marco conceptual. 15
Figura 2. Marco para la evaluación y valoración integrada de las funciones de los ecosistemas, bienes y servicios (tomado y modificado de (De Groot et al. 2002). 20
Figura 3. Parque Nacional Sierra Sn Pedro Mártir, B. C. 32
Figura 4. Metodología. 37
Figura 5. Criterios de selección de especies. 38
Figura 6. Tasa de adición de especies de tipo especialista. 48
Figura 7. Hábitats que son empleados por un menor número de especies. 49
Figura 8. Hábitats que son empleados por un mayor número de especies. 49
Figura 9. Hábitat potencial de Corynorhinus townsendii en el PNSSPM. 56
Figura 10. Hábitat potencial de Antrozous pallidus en el PNSSPM. 57
Figura 11. Hábitat potencial de Myotis milleri en el PNSSPM. 58
Figura 12.Hábitat potencial de Myotis volans en el PNSSPM. 59
Figura 13. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial. 60
Figura 14. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas potenciales. 61
Figura 15. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie 62
Figura 16. Tipo de vegetación en la categoría de uso para las hembras activas. 63
Figura 17. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial. 65
Figura 18. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables. 66
Figura 19. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie. 67
Figura 20. Tipo de vegetación en la categoría de uso parchado probable para hembras activas. .68
Figura 21. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial. 69
Figura 22. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables. 70
Figura 23. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie. 71
Figura 24. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para hembras activas. .72
Figura 25. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial. 73
Figura 26. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables. 74
Figura 27. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie. 75
Figura 28. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para hembras activas. .76
Figura 29. Tipo de vegetación empleada: categoría hábitat potencial. 77
Figura 30. Tipo de vegetación empleada: categoría unidades reproductivas. 78
Figura 31. Tipo de vegetación empleada: categoría perchado probable para la especie. 78
Figura 32. Tipo de vegetación empleada: categoría perchado probable para hembras activas. 79
Figura 33. Radio de giro. 81
Figura 34. Proximidad. 81

Figura 35. Vecino más cercano.....82
Figura 36. Contagio.....82

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Ejemplos de la estructura, procesos, funciones, bienes y servicios de los ecosistemas. .24
Tabla 2. Características de las capas generadas para el SIG. 39
Tabla 3. Métricas del paisaje (tomado y modificado de Botequilha et al. 2006). 41
Tabla 4. Matriz de especies acumuladas para el análisis de riqueza beta. 50
Tabla 5. Criterios ecológicos para la selección de especies 52
Tabla 6. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii.....61
Tabla 7. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii 62
Tabla 8. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii.....63
Tabla 9. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii. 64
Tabla 10. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus. 65
Tabla 11. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus. 66
Tabla 12. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus. 67
Tabla 13. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus. 68
Tabla 14. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri. 69
Tabla 15. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri. 70
Tabla 16. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri. 71
Tabla 17. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri.....72
Tabla 18. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans. 73
Tabla 19. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans. 74
Tabla 20. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans. 75
Tabla 21. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. volans. 76
Tabla 22. Presiones y amenazas identificadas dentro del PNSSPM. 83
Tabla 23. Estrategias de manejo para la conservación de la comunidad de murciélagos del PNSSPM. 85

INTRODUCCIÓN

En la conservación biológica es necesario el estudio minucioso de la distribución de las especies. No obstante, identificar la distribución de los murciélagos presenta un reto considerable, debido a su comportamiento nocturno, alta vagilidad, su amplio rango hogareño y la dificultad para identificarlos durante el vuelo. Por ello, una alternativa es estudiar la relación de especie-hábitat, la cual puede ser modelada para predecir la distribución de las especies a partir de descriptores selectos (Guisan y Zimmermann 2000). Específicamente la modelación puede satisfacer la necesidad crucial de identificar los requerimientos ecológicos de las especies de murciélagos (Moeschler 1991).

Los recursos clave para los murciélagos se encuentran en distintos tipos de paisajes, pero éstos cambian durante su ciclo de vida (Law y Dickman 1998). Por tanto, una combinación de descriptores del paisaje puede ser necesaria para predecir la distribución de las especies. Sin embargo, ya que algunos recursos tienen distribución discontinua, las especies pueden estar ausentes en hábitats apropiados, mientras que los no adecuados pueden estar ocupados por individuos. Por ello, las relaciones de las especies con su hábitat deben ser investigadas a una resolución adecuada para construir modelos que permitan evaluar la conservación biológica de las especies y suambiente (Jaberg y Guisan 2001).

El manejo de los hábitats de los murciélagos puede constar simplemente de la preservación de áreas cubiertas con aquellos más adecuados para ciertas actividades como forrajeo o involucrar intervenciones que mejoren la calidad de dichos lugares. Sin embargo, las nuevas investigaciones sugieren que se deben tomar en cuenta más aspectos para la modelación, como sitos de perchado, hibernación, reproducción, requerimientos del paisaje. (Driessche et al. 2000; Jaberg y Guisan 2001; Rainho y Palmeirim 2011). Para optimizar el uso de los recursos a conservar es importante dirigir el manejo de los sitios donde exista el mayor potencial de efectividad para la conservación a través de los requerimientos inherentes a cada especie Es en ese sentido, donde los modelos espacialmente explícitos de distribución de hábitats idóneos pueden ayudar a seleccionar dichos sitios (Burke 2000).

De esta manera en este trabajo se propone un modelo de distribución de especies selectas de murciélagos del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, con fines de manejo y conservación.

ANTECEDENTES

BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PROVISTOS POR EL PARQUE NACIONAL SIERRA SAN PEDRO MÁRTIR

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP's), se constituyeron para ser el instrumento principal y determinante en la conservación de la biodiversidad y de los bienes y servicios ecológicos; representan la posibilidad de la armonía equilibrada para lograr la integridad de los ecosistemas, donde no se reconocen límites político-geográficos y en la actualidad son uno de los instrumentos más eficaces para la conservación in situ de la riqueza natural de especies, ecosistemas y servicios ambientales (CONABIO 1998).

El Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM) en Baja California, México, fue decretado como reserva forestal en 1923, posteriormente como parque nacional en 1947 y finalmente como reserva forestal nacional en 1951. En 2003 se firmó convenio entre SEMARNAT, la CONANP y el gobierno del Estado de Baja California para la transferencia de acciones de manejo y conservación de esa zona (CONANP 2006).

Pertenece a un hábitat mediterráneo y es muy importante en la región del estado, ya que el papel más destacable que funge es el de la recarga de agua en los mantos acuíferos que provee a las comunidades del Valle de la Trinidad, San Telmo y San Quintín. Así también, alberga una alta biodiversidad de especies de muchos grupos taxonómicos, con varias especies endémicas de flora y fauna (ej. Murciélago *Myotis milleri*) (CONANP 2006).

Wiggins (1960) refiere que de la flora existente en las sierras de Juárez y San Pedro Mártir se presentan 102 especies endémicas, de las cuales 62 están restringidas a la provincia florística californiana. Por ser la continuación de una gran cadena montañosa intracontinental y por estar en la franja de clima mediterráneo, en la Sierra San Pedro Mártir (SSPM) convergen factores

ecológicos particulares que favorecen el desarrollo de tipos de vegetación xerófila y mesófila y una estructura boscosa abierta por los grandes espacios entre cada árbol. Además, la dominancia de especies del género *Pinus* se refleja a través de un gradiente altitudinal; también se caracteriza por la presencia de estratos herbáceos, de pastos, chaparral, bosque ripario, de *Quercus*, coníferas y mixtos, lo cual lo hace un lugar turístico y de investigación de gran importancia (CONANP 2006).

BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PROVISTOS POR LOS MURCIÉLAGOS INSECTÍVOROS

Los murciélagos son de gran importancia a nivel mundial debido a que proporcionan servicios relevantes, beneficios e interacciones en el ambiente y favorecen al ser humano (ej. como comida, el guano se usa como fertilizante) (Hutchinson 1950; Pierson 1998), pues ayudan al control de artrópodos, a la regeneración y mantenimiento forestal por medio de la dispersión de semillas y polinización de una amplia variedad de plantas con importancia ecológica y económica. En el caso especial de los insectívoros se les atañe el control de plagas tanto en ambientes agrícolas como en sistemas naturales; así como aporte de nutrientes al suelo por medio del guano (Kunz et al. 2011).

Dentro del PNSSSPM, la comunidad de murciélagos es exclusivamente insectívora y se sabe muy poco aún de ella (Flores-Rojas 2006). Hasta el momento se han reportado 12 especies dentro del polígono del parque (Flores-Rojas 2006), las cuales pertenecen a las familias Vespertillionidae, Mollosidae y Phyllostomidae; y parecen encontrarse asociadas mayormente a hábitats riparios y a bosques maduros de Pinus jeffreyi (Mellink 1991). Éstos hábitats exhiben un alto grado de diversidad estructural y de composición biológica y abiótica, así como también ofrecen una gran abundancia y diversidad de recursos como comida, refugio y producción primaria en sistemas lóticos (Gregory et al. 1991). Es importante notar que una de las 12 especies dentro del PNSSPM, es endémica bajo protección especial en el país (SEMARNAT 2010). Por todo lo anterior, los murciélagos son muy importantes ya que forman parte de los procesos, funciones, ciclos, etc., dentro del PNSSPM.

RELACIÓN MURCIÉLAGO-ESTRUCTURA DEL PAISAJE

Los estudios relacionados con el uso y estructura del paisaje son una clave esencial para la implementación de políticas, especialmente para grupos con especies crípticas como los murciélagos, ya que son pobremente estudiadas (Davidson-Watts et al. 2006; Ibáñez et al. 2006).

El meticuloso estudio de la distribución de las especies es de interés primordial para la conservación biológica, por lo que el uso de mapas de distribución sirve para estudiar el estatus de las especies que se encuentren en alguna lista roja, así como para establecer las áreas prioritarias de algún valor biológico particular (Cowley et al. 2000). Sin embargo, identificar la distribución de los murciélagos representa un considerable reto. Una gran cantidad de estudios revelan esto debido a su comportamiento nocturno, su amplio rango hogareño y problemas relacionados con la identificación del tipo de vuelo (Walsh y Harris 1996). Como una alternativa se pueden modelar las relaciones existentes entre la especie y su hábitat para predecir su distribución a partir de descriptores de hábitat específicos (Guisan y Zimmermann 2000).

Las modificaciones al paisaje son por lo general consideradas como las causas principales del declive de especies de murciélagos. Sin embargo, pocos estudios han cuantificado la posibilidad de la influencia de la estructura del paisaje a diferentes escalas dentro de los patrones de las comunidades (Jaberg y Guisan 2001).

Algunos ejemplos son los estudios realizados por Jaberg y Guisan (2001), quienes estudiaron la composición de la comunidad de murciélagos relacionada con la estructura del paisaje y la relación a los recursos. Kalko y Handley (2001) compararon datos entre la estructura de la comunidad a nivel del suelo y el dosel de la vegetación en tres bosques adyacentes de Brasil.

Varios han sido los trabajos que analizaron la relación de selección de hábitat para forrajeo, el tipo de alimentación o tipo de vuelo con la estructura de la vegetación (Kalko y Handley 2001; Meyer y Kalko 2008; Estrada et al. 2010). Por otra parte, Kusch et al. (2004), destacan la importancia de estructuras lineales formadas por vegetación para el desplazamiento de los murciélagos por la estructura heterogénea vegetal, así como su estratificación vertical durante la noche (Hayes y Gruver 2000).

En otros estudios, Johnson et al. (2010) determinaron el grado en el cual diferentes especies estaban presentes al mismo tiempo y si su presencia estaba relacionada a las condiciones de estructura física de la vegetación del ripario en Georgia. Lundy y Montgomery (2010) se enfocaron en evaluar las características de áreas riparias en paisajes agrícolas, con relación a la asociación con el hábitat, para lo cual analizaron el uso de parches, tamaño y coberturas de tierra.

Rainho y Palmeirim (2011) incluyeron la evaluación de la importancia de incluir en el análisis de hábitat potencial el uso de las distancias de forrajeo y perchado como variables que predicen un modelo de distribución dentro del rango hogareño de los murciélagos, derivado por hábitats idóneos para las especies. Hagen y Sabo (2011) evaluaron la importancia relativa a la estructura del paisaje fluvial y su relación con los recursos alimenticios en la actividad y densidad de los murciélagos en una dimensión longitudinal y latitudinal.

Así también, algunos investigadores como Fenton et al. (1992) Estrada et al. (1993), Medellín et al. (2000), Estrada y Coates-Estrada (2002), Mena (2010); han empleado a los murciélagos por tener gran potencial como bioindicadores del disturbio en hábitats fragmentados, por esto son considerados como material de estudio, debido a la gran variedad y distribución de especies en diferentes regiones (Fenton et al. 1992). Para el estado de Baja California, solo existe un trabajo donde se encontró que la riqueza de especies de los murciélagos en el matorral costero incrementa o disminuye con respecto al grado de perturbación de la zona (Couoh de la Garza 2005).

Kilngbeil y Willig (2009), señalan que históricamente este tipo de estudios son erróneos cuando se analizan con indicadores de ecología del paisaje, pues se basan en análisis dicotómicos y con descriptores cualitativos de los hábitats (fragmentado - continuo, Schulze et al. 2000), (alterado - no alterado, Fenton et al. 1992) o con índices simples de la composición del paisaje (tamaño de fragmentos del paisaje, Cosson et al. 1999). Es decir, que no se pueden evaluar relaciones entre el grado de fragmentación de hábitat y la variación de aspectos que determinan la biodiversidad, como la riqueza de especies, la distribución y abundancia de las poblaciones, la diversidad genética, tasa de crecimiento poblacional, etc. (Fahrig 2003). Porque el análisis a distintas

escalas, puede mostrar dependencia con ciertos factores y con respecto a cada especie y uso de hábitat (Gorresen y Willig 2004; Gorresen et al. 2005).

ESTUDIO ESPECÍFICO DE LOS REQUERIMIENTOS HÁBITAT DE LAS ESPECIES DE MURCIÉLAGOS PARA SU CONSERVACIÓN ASÍ COMO ESTRATEGIA PARA EL MANEJO DEL PAISAJE: ESTUDIOS DE CASO

Para saber sobre la relación entre los sitios de perchado de los murciélagos y la estructura del paisaje se comenzaron a realizar hace poco tiempo algunos trabajos, principalmente porque los estudios relacionados con la estructura del bosque y los sitios de perchado han sido llevados a cabo a escalas a nivel tipo de cobertura o menores. A esta escala, se sugiere que el manejo de los sitios, puede emplearse para proveer lugares favorables de perchado para muchas especies que residen en ellos (ej. Crampton y Barclay 1998; Rabe et al. 1998; Perry et al. 2008). Por ello, si los atributos del paisaje circundante son tan importantes como las características de los bosques, los manejadores necesitan saber cómo los atributos del paisaje y las decisiones de manejo aplicadas, afectan la selección de sitios de perchado (escalas menores) y forrajeo (escalas mayores) para los murciélagos de bosques (Perry et al. 2008).

Los sitios de perchado por lo regular se localizan cerca de cuerpos de agua (Kalcounis-Rüppel et al. 2005), debido a la alta abundancia de insectos y por necesidad de beber agua. Los atributos topográficos como la pendiente o elevación pueden afectar la localización de estos sitios, debido a los microclimas asociados a la topografía (ej. Ormsbee y McComb 1997; Rabe at al. 1998; Baker y Lacki 2006).

Recientemente se ha estudiado los efectos del arreglo de parches y las características topográficas en la actividad y abundancia relativa de los murciélagos (ej. Gehrt y Chelsvig 2003; Gorrensen y Willig 2004; Ford et al. 2006; Loeb y O'Keefe 2006), así como el efecto de los atributos del paisaje en la selección de sitios de perchado (ej. Rabe et al. 1998; Cryan et al. 2000; Miles et al. 2006; Perry et al. 2008). Sin embargo, hay esfuerzos en donde incluyen los requerimientos de paisaje muy específicos para la selección de sitios de perchado y forrajeo, en relación con su condición reproductiva, segregación sexual y la cercanía a los cuerpos de agua

(ej. Barclay 1991; Waldien et al. 2000; Waldien y Hayes 2001; Baker y Lacki 2006; Boyles y Aubrey 2006; Solick y Barclay 2006; Arnett y Hayes 2007; Johnson et al. 2007; Nixon et al. 2009; Lacki et al. 2010; Klug et al. 2012).

En los últimos años se han realizado diversos estudios para demostrar los efectos de los incendios forestales sobre los murciélagos (Carter et al. 2002; Fisher y Wilkinson 2005; Fontaine y Kennedy 2012). Existe información referente a la respuesta a la alteración de los boques, mayormente de estudios sobre la disminución de la densidad forestal (Hummes et al. 1999), tala (ej. Jung et al. 2000; Owen et al 2004; Clarke 2005; Peters et al. 2006; Webala et al. 2011) o incendios controlados (Boyles y Aubrey 2006; Loeb y Waldrop 2008; Lacki et al. 2009). Dichos estudios han demostrado que la actividad de los murciélagos incrementa con la perturbación: primero, debido al incremento de la calidad del hábitat de forrajeo, al reducir la cantidad de vegetación en el dosel y estrato bajo, el cual puede obstruir el vuelo y la ecolocalización. Se ha observado que varias especies de insectívoros evitan forrajear en zonas con estrato bajo (Brigham et al 1997a; Erickson y West 2003; Sleep y Brigham 2003), ya que reduce el éxito de forrajeo (Rainho et al. 2010).

La perturbación por fuego aumenta la abundancia de insectos y el crecimiento secundario de la vegetación post incendio incrementa la actividad de insectos (Swengel 2002; Lacki et al. 2009), cambia la composición de las comunidades e incrementa la abundancia de insectos que emergen de los arroyos (Malison y Baxter 2010a, 2010b). Estos cambios en las poblaciones de insectos benefician el forrajeo, aunque trabajos recientes sugieren que las características estructurales del bosque después de la quema controlada, puede generar ventaja sobre la disponibilidad de presas para muchas especies de murciélagos (Armitage y Ober 2012). El fuego incrementa la calidad y cantidad de sitios de perchado al crear árboles muertos o moribundos ya que el perchado ocurre en zonas con características de estado de sucesión de vegetación tardía, como la generación de la exfoliación de la corteza y en las grietas de árboles muertos y vivos (ej. Brigham et al. 1997b; Betts 1998; Crampton y Barclay 1998; Kalcounis y Brigham 1998; Law y Anderson 2000). La quema controlada ha demostrado incrementar la oportunidad de tener los sitios de perchado relativamente adyacentes a los sitios sin perturbar dentro del bosque (Boyles y Aubrey 2006).

De la distribución de las especies de murciélagos, se encuentran varios referentes al uso de nicho ecológico (ej. Razgour et al. 2011; Bellamy et al. 2013; Loeb y Winter 2013), hábitats propicios, empleando escalas arbitrarias para análisis de composición y configuración del paisaje como efecto en la distribución y abundancia de las especies (ej. Jaberg y Guisan 2001; Gorrensen y Willig 2004; Bernard y Fenton 2007; Klingbeil y Willig 2009). No obstante, en la actualidad se hace hincapié en el uso de un aproximamiento multiescalar, espacialmente explícito, combinación de métricas del paisaje, variables topográficas y el empleo de variables de distancia para la modelación de hábitats de forrajeo y perchado como ejemplos de variables de los requerimientos inherentes a cada especie, son escasos (Driessche et al. 2000; Greaves et al. 2006; Milne et al. 2006; Sattler et al. 2007; Rainho y Palmeirim 2011).

Ya que diversas especies de murciélagos recolectan artrópodos de la vegetación del suelo o directamente del suelo (Schnitzler et al. 2003), se ha reportado que algunas de ellas evitan forrajear en áreas con densa vegetación en el suelo (Arlettaz 1996; Rainho et al. 2010). Específicamente, Rainho et al. (2010) realizaron un estudio en el cual demostraron la relación entre la densidad de la vegetación con la abundancia y disponibilidad de insectos que son presas de una especie de murciélago. Así mismo, demostraron el impacto de la ganadería en el control del crecimiento de los pastos y por tanto de la disponibilidad de presas en los sitios de forrajeo, en donde el pastoreo puede emplearse como herramienta para el manejo de los hábitats empleados de esta forma por murciélagos.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Proponer un modelo de distribución de especies selectas de murciélagos del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir, con fines de manejo y conservación.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Definir los criterios para la selección de especies que formarán la base teórica para la modelación de su distribución.
- ✓ Seleccionar a las especies de acuerdo a la información disponible y los criterios definidos.
- ✓ Analizar los requerimientos de hábitat de las especies seleccionadas.
- ✓ Desarrollar el modelo conceptual que represente el hábitat en relación con las especies seleccionadas.

MARCO CONCEPTUAL

Para implementar el manejo de ecosistemas, es necesario tener información básica de su naturaleza y distribución, por lo que es necesario conocerlos y realizar inventarios de los componentes que los conforman. De igual manera, debemos entender los patrones y procesos así como sus interrelaciones sociales, físicas y con los sistemas biológicos. Para esto, debemos obtener información acerca de los organismos y la interacción con los ambientes en los que ocurren, incluyendo las demografías de las especies, desarrollo y sucesión de comunidades, así como los efectos de las actividades humanas y el uso de suelo sobre las especies y ecosistemas (Urban et al. 1987). Por ello la investigación científica tiene un rol crítico en la obtención de esta información.

Este trabajo se realizo con enfoque sistémico para el desarrollo de los modelos donde se incorporaron elementos de la ecología de comunidades, de paisaje y de la biología de la conservación (Fig. 1).

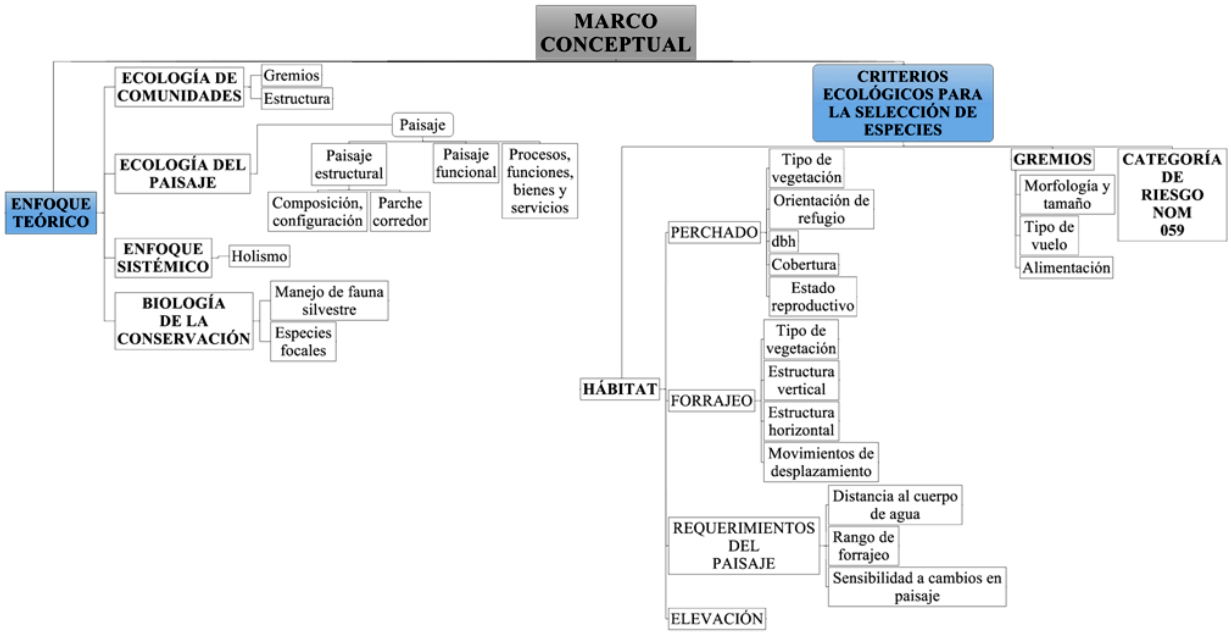


Figura 1. Marco conceptual.

BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

La biología de la conservación direcciona la biología de especies, comunidades, ecosistemas modificados directa o indirectamente por actividades humanas u otros agentes. Su objetivo es proveer principios y herramientas para conservar la biodiversidad; por tanto, tiende a ser holística. Primero, asume que los procesos ecológicos y evolutivos deben ser estudiados en su propio nivel macroscópico y que el reduccionismo por sí solo, no puede llevar a explicaciones de los procesos de comunidades y ecológicos. Segundo, las aproximaciones multidisciplinarias serán las más fructíferas, junto con la cooperación de agencias gubernamentales y biólogos de vida silvestre (Soulé 1985).

Postulados de la biología de la conservación (Soulé 1985)

Postulados funcionales. Se basan parcialmente en evidencia, teoría o intuición. En esencia, son un conjunto de axiomas fundamentales, derivados de la ecología, biogeografía, genética de poblaciones, acerca del mantenimiento de la forma y función de los sistemas biológicos naturales.

Evolutivos:

Muchas de las especies que constituyen una comunidad natural, son el producto de los procesos de coevolución; son interdependientes y muchas son altamente especialistas; la extinción de alguna clave, puede generar consecuencias a largo plazo en el ecosistema; y la introducción de generalistas puede reducir la diversidad del sistema.

Procesos con escala ecológica:

La mayoría de los procesos se tornan discontinuos, caóticos o suspendidos; la continuidad temporal de los hábitats y sus estados sucesivos dependen del tamaño; el aumento de la densidad poblacional de alguna especie sobre niveles sustentables, reduce la diversidad local de otras; los procesos genéticos y demográficos tiene umbrales por debajo de donde las fuerzas no adaptativas o azarosas comienzan a prevalecer sobre las adaptativas; por último, las reservas naturales son inherentemente desequilibradas para organismos grandes y raros.

Postulados normativos. Son declaraciones de valor que preparan las bases de actitudes éticas apropiadas a través de otras formas de vida "ecosófica"; proveen normas con las cuales nuestras acciones pueden ser medidas:

La diversidad de organismos, la complejidad y la evolución es buena. La diversidad biótica tiene valores intrínsecos por lo que las especies tienen un valor por sí mismas, no conferido ni revocable sólo por el hecho de su existencia.

ECOLOGÍA DEL PAISAJE: INTRODUCCIÓN

La ecología se refiere a las interacciones entre organismos y su ambiente y cómo esas interacciones determinan su distribución (O'Callaghan 1996). La ecología del paisaje surgió en Europa en los 50's y comparte su herencia con disciplinas relacionadas como la biogeografía y la ecología. Su énfasis y enfoque es la determinación del patrón espacial de múltiples ecosistemas en paisajes heterogéneos.

La ecología del paisaje es una disciplina que busca desarrollar e integrar el entendimiento holístico del ambiente a la escala de paisajes completos. Reconoce que todos los paisajes, tanto los naturales como los modificados por los humanos, son mosaicos de diferentes tipos de hábitats. Se enfoca en los patrones espaciales en los cuales los mosaicos del paisaje cambian a través del tiempo (Forman y Gordon 1986; Merriam 1988; Turner 1989; Hansson y Angelstam 1991; Forman 1995; Hansson et al. 1995). Introduce varios aspectos que son importantes para la planeación como la dimensión espacial de los procesos ecológicos, que proveen un lenguaje común a interacciones más fuertes entre ecologistas y planificadores. Por tanto, el componente biótico ya no se emplea con el único propósito de adquirir conocimiento ecológico, sino de proveer una mejor perspectiva acerca de los sistemas naturales y humanos que soporte a la planeación de forma sustentable (Bartuska 1999). Para ello, es importante la participación del público en el proceso de una planificación exitosa (Decker y Chase 1997). Así el marco para la planificación de espacios incluye: la identificación de los elementos espaciales (parches, corredores, etc.), funciones del paisaje (movimientos de fauna) y los disturbios de la naturaleza,

así como el establecimiento de relaciones entre la estructura y función para conseguir sustentar el proceso de toma de decisiones (Botequilha y Ahern 2002).

El conocimiento ecológico es la base científica fundamental para la planificación y el manejo de sistemas sustentables. La teoría holística y de sistemas abren nuevas perspectivas y proveen de visiones más amplias para la planeación. Los patrones y procesos son consideradas relaciones cruciales para entender el funcionamiento de los paisajes, ya que se pueden hacer anticipaciones sobre consecuencias ecológicas previstas con alternativas de planificación y diseño. Finalmente, las actividades humanas deben considerarse como parte integral del sistema ecológico. La ecología del paisaje responde a todos estos problemas y provee de conceptos útiles, así como de herramientas analíticas (métricas) que unen el vacío entre la planificación y la ecología (Opdam et al. 2001).

La ecología del paisaje ofrece evidencias teóricas y empíricas que permiten a los científicos y planificadores a comprender y comparar diferentes configuraciones espaciales y tipos de cubiertas de paisaje; además permite a los planificadores anticipar y manejar las consecuencias ecológicas de un plan (Forman 1995).

En la naturaleza, la forma y función constituye una unidad porque son recíprocamente influyentes en una relación integrada para la evolución del paisaje. En este contexto, éste concepto es particularmente útil para planear, ya que permite relacionar las características físicas y la configuración espacial de un plan con las funciones del paisaje y los procesos que dan forma y alteran esas mismas características (Antrop 2001) .Por tanto, para llevar a cabo la descripción y uso apropiado de métricas de patrones del paisaje es importante entender el contexto científico.
Un mosaico paisajístico se compone de elementos espaciales (parches, corredores, matrices), y las métricas ayudan a medir, describir y entender el significado de estos con su patrón espacial. Entonces, la ecología del paisaje se centra en las relaciones entre la estructura del paisaje y la manera en cómo cambia a través del tiempo.

MÉTRICAS DEL PAISAJE

Existen métricas para medir la composición (variedad y abundancia de parches) y la configuración espacial (arreglo, posición u orientación) de los elementos del paisaje. Así también pueden emplearse para caracterizar elementos individuales (parches individuales), colecciones de elementos del mismo tipo (tipos de cubiertas de tierra) y colecciones enteras de diversos elementos (mosaicos completos). Por ello, entender estas relaciones entre patrones espaciales y procesos, es el principal objetivo de la ecología del paisaje. Esto ayuda en la toma de decisiones ya que explica relaciones entre estos patrones y procesos espaciales acerca del paisaje funcional, que por lo general es difícil o imposible de medir directamente, lo que da cabida al diseño y planeación de estrategias y paisajes determinados para un fin exclusivo. De igual forma, pueden emplearse como indicadores ambientales o como sustitutos de variables que son difíciles de medir, necesarios para los modelos ecológicos complejos o proveer la distribución de hábitats apropiados para especies como filtros para evaluar la biodiversidad (Botequilha et al. 2006).

DEFINICIÓN DE PAISAJE

Haber (2004) define que el *paisaje* como objeto de la ecología (terrestre) puede ser interpretado: 1) como un pedazo de tierra compuesta de diferentes ecosistemas y características inherentes y únicas; y 2) como una entidad holística de la percepción estética. Tales entidades despliegan un arreglo característico de "elementos del paisaje" conformando un todo el cual percibimos y comprendemos, sin buscar detenidamente por componentes aislados y los cuales nos resultan familiares. Por otra parte, la entidad holística satisface las necesidades emocionales de los humanos, tales como la identificación de una persona con una región, lo que explica la atracción de turistas. Las "entidades características" son el uso de tierra y los tipos de cobertura; por otro lado, una importante clave es responder por qué se usa el término *tierra* o *paisaje*. Tales preguntas tocan la interface entre la ecología del paisaje y la ecología humana, pero ésta última no debe perder de vista las funciones inherentes del paisaje. Es decir, el paisaje más hermoso puede reducirse a una mera fotografía si no se le provee un concepto que sea el soporte básico de la vida. Es por eso, que la energía y el flujo de materia, así como las transformaciones entre los

ecosistemas de un paisaje deben determinar, junto con el clima, geomorfología, suelos e hidrología; la diversidad de especies y ecosistemas (Fig. 2).

Estos distintos acercamientos, no se han combinado como un todo unificado. Un arreglo espacial conspicuo de unidades de uso del paisaje diversificadas (ecotopos) proveerán (bio) diversidad y podrán ser percibidos como un patrón del paisaje integral. La entrada de energía en un espacio y tiempo diferenciado en unidades de uso del paisaje, puede resultar en un gradiente en la intensidad de su uso y permitir a más especies prosperar, acrecentando por ello, tanto la diversidad como la belleza del paisaje (De Groot et al. 2002).

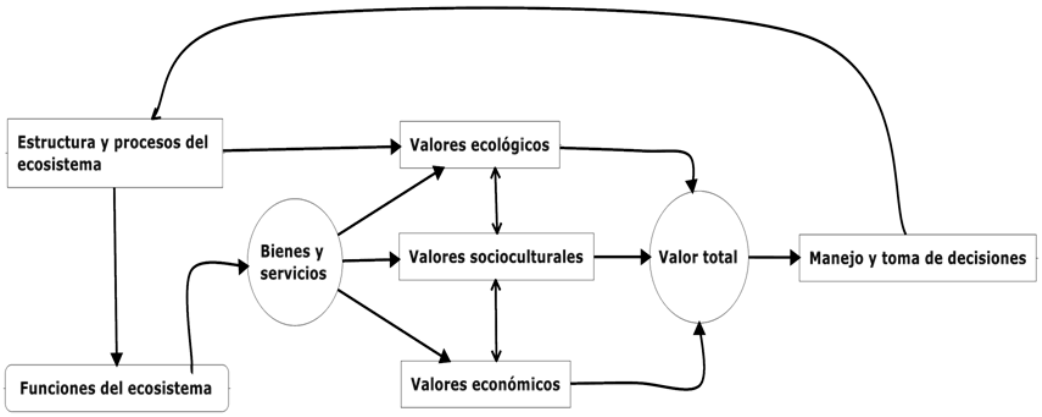


Figura 2. Marco para la evaluación y valoración integrada de las funciones de los ecosistemas, bienes y servicios (tomado y modificado de (De Groot et al. 2002).

A través de la modernización humana, se ha perdido la naturalidad del entorno y el paisaje en el sentido holístico puede proveerla. Mantener y manejar tal "naturalidad" requiere de conocimiento ecológico, no como un fin en sí mismo, sino como un puente que ligue al humano con su entorno nuevamente.

RELACIÓN ENTRE ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL PAISAJE

La estructura, función y cambio, son las tres características fundamentales del paisaje cuando se estudia ecología del paisaje. La noción más importante es que los patrones influyen fuertemente los procesos y las características ecológicas (McGarigal y Marks 1995). Existe evidencia de una relación cercana con la abundancia y diversidad, así como la planificación y manejo influyen la

estructura (Turner 1989). Por tanto, cambios en la estructura causa cambios en la función y viceversa. La manera más efectiva para entender, planificar y manejar el paisaje se da al desarrollar conocimiento básico de las interacciones dinámicas de la estructura y función. Entonces, identificar los elementos estructurales, los flujos y procesos, son una tarea crucial para comprender cómo funciona el paisaje, lo que conlleva a soluciones espaciales predecibles (Forman y Godron 1986).

DEFINICIÓN DE PROCESOS, FUNCIONES, BIENES, SERVICIOS Y VALORES ECOSISTÉMICOS

Procesos ecosistémicos: serie de eventos, reacciones u operaciones con los cuales se obtiene algún resultado. Es decir, la interacción compleja entre los elementos bióticos y abióticos de los ecosistemas que llevan a un resultado determinado. En términos amplios, estos procesos involucran la transferencia de energía y materia (Lyons et al. 2005).

Funciones ecosistémicas: la capacidad de los procesos naturales y de sus componentes que proveen bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas directa o indirectamente (De Groot 1992).

Bienes y servicios ecosistémicos: beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas, lo cuales incluyen comida, agua, madera, ocio, beneficios espirituales, entre otros (De Groot 1992).
Valores ecosistémicos: son la representación cognitiva y la transformación de requerimientos y necesidades que toma un carácter de importancia para la existencia del humano, incluyendo la subsistencia (Wallace 2007).

CLASIFICACIÓN, EVALUACIÓN DE LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS, BIENES Y SERVICIOS

Las funciones de los ecosistemas pueden definirse como el resultado de "la capacidad de los procesos naturales y de sus componentes de proveer bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas directa o indirectamente (De Groot 1992). Empleando esta definición

pueden concebirse como un subconjunto de procesos y estructuras ecológicas. Cada función es el resultado del proceso natural de un subsistema ecológico del cual es parte. Los procesos naturales en cambio, son el resultado de interacciones complejas entre los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas a través de las fuerzas motrices universales de la materia y energía (De Groot et al. 2002). Estas pueden agruparse en cuatro categorías (De Groot et al. 2000) (Tabla 1):

Funciones de regulación: este grupo relaciona la capacidad de los ecosistemas naturales y seminaturales para regular procesos ecológicos y sostener la vida en los sistemas a través de los ciclos biogeoquímicos y otros proceses bioesféricos (ej. aire puro, agua, suelos, control biológico).

Funciones de hábitat: los ecosistemas naturales proveen de refugio y hábitats para reproducción a plantas y animales y por tanto contribuyen en la conservación de la diversidad biológica y genética, así como de procesos evolutivos.

Funciones de producción: productores secundarios que crean variedades de biomasa tales como materia prima y alimento, recursos energéticos y material genético.

Funciones de información: mantenimiento de la salud humana al proveer oportunidades para la reflexión, enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, recreación y experiencia estética.

Los primeros dos grupos son esenciales para el mantenimiento de los procesos y componentes naturales, y por ello son condicionantes para el mantenimiento de la disponibilidad de los otros dos. Proveen la base empírica para la clasificación de aspectos útiles dentro de los ecosistemas naturales para el humano, es decir, se reconceptualizan cuando se implica un valor. Debe destacarse que los procesos ecosistémicos y servicios no siempre muestran una correspondencia uno a uno, es decir, a veces un solo servicio es el producto de dos o más procesos, mientras que en otros casos un solo proceso contribuye a más de un servicio (De Groot et al. 2002).

Algunos de los procesos más importantes incluyen la transformación de energía (producción primaria), almacenamiento y transformación de minerales y energía en cadenas tróficas (producción secundaria), ciclos biogeoquímicos, suelos y sedimentos; regulación de sistema climático. Que a su vez son regulados por la interacción de factores abióticos (clima) con los organismos vivos a través de la evolución y mecanismos de control. Por tanto, es importante

asegurar la existencia e integridad continua de los procesos ecosistémicos, pues suelen reconocerse solo en el momento en que se pierden o alteran.

Tabla 1. Ejemplos de la estructura, procesos, funciones, bienes y servicios de los ecosistemas.

Proceso/Estructura	Función	Bienes y servicios
Ciclo de CO_2,O_2, etc.	Regulación gas.	ProtecciónUV, aire.
Cobertura.	Regulación clima.	Salud, cultivos, etc. (temperatura, precipitación).
*Estructura del ecosistema.	Retención de suelos, agua, etc.	Protección contra desastres.
Tipo de cobertura de tierra.	Regulación de agua.	Drenaje e irrigación natural.
Filtración, retención y almacenamiento de agua.	Recarga de mantos.	Provisión de agua para la humanidad, ganado, etc.
Roles de vegetación y biota.	Formación y retención de suelos.	Mantenimiento de tierra para cultivos y producción.
*Reciclamiento de nutrientes.	Regulación de nutrientes.	Prevención de erosión, dispersión de nutrientes, etc.
Dinámica trófica.	*Control biológico.	Control de pestes y enfermedades.
Condiciones inherentes al lugar.	*Refugio/hábitat.	Mantenimiento de recursos comerciales, biológicos y genéticos.
*Recursos bióticos y abióticos.	Producción de recursos.	Caza, alimentación, recreación, tala, gasolina, producción de energía.
Ciclos energéticos en plantas.	Comida.	Alimentación, agricultura, ganadería.
Características y variación del paisaje.	*Información estética, cultural, espiritual, artística, recreacional, ciencia y educación	Escenario, recreación, ecoturismo, deportes, uso de naturaleza, arquitectura, religión, historia, excursiones escolares, investigación

Tomado y modificado de (De Groot et al. 2002). *Posibles roles de los murciélagos en los que podrían tener efecto dentro del PNSSPM.

VALOR DE LAS FUNCIONES, BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La importancia (o valor) de los ecosistemas pueden dividirse en tres tipos: ecológicos, socioculturales y económicos (Farber et al. 2002; Limburg et al. 2002; Howarth y Farber 2002; Wilson y Howarth 2002).

Valor ecológico: para asegurar la continua disponibilidad de las funciones ecosistémicas, el uso de bienes y servicios asociados debe ser limitada a un uso sustentable. La capacidad del ecosistema de brindar estos bienes y servicios depende de la relación entre los procesos y los componentes inherentes a ellos y los límites sustentables están determinados por criterios ecológicos como integridad, resiliencia y resistencia. Por tanto, el "valor ecológico" se determina por la integridad de las funciones de regulación y hábitat y por parámetros como la complejidad, diversidad y rareza (De Groot et al. 2000)

Valor sociocultural: agregado al criterio ecológico, los valores sociales (como la equidad) y las percepciones, juegan un rol importante para determinar la importancia de los ecosistemas y sus funciones para la humanidad, tales como salud mental y física, educación, diversidad cultural e identidad, libertad y valores espirituales. Por eso, los sistemas naturales son una fuente crucial de no material del bienestar para la sociedad, la cual es indispensable que sea sustentable (Norton 1987).

Valor económico: este es el valor de cambio comercial, mayormente aplicable a los bienes (funciones de producción) pero también algunas funciones de información (recreación) y funciones de regulación.

DISEÑO Y PLANEACIÓN DEL PAISAJE

El diseño ecológico del paisaje se basa en la comprensión del mismo con una aproximación holística, dinámica, sensible e intuitiva. Involucra las capacidades racionales, intelectuales, emocionales y creativas del diseñador.

Dentro de este rubro se distinguen cuatro características principales: 1) autosustentable, que implica costos económicos y ambientales para el establecimiento al largo plazo de su

mantenimiento; 2) sensible a la existencia tanto de paisajes naturales o culturales, busca aprender y apreciar en vez de dictaminar e imponer; 3) adopta la posibilidad de distintas perspectivas, lo que conlleva que no hay finalidad que termine la actividad de diseño, es decir, no hay un final estático y produce un continuo proceso de aprendizaje, entendimiento y apreciación; 4) las aproximaciones holísticas, jerárquicas y evolutivas resultan del marco metodológico que es aplicable a distintas regiones geográficas y con distintas escalas de aproximación. Por tanto el objetivo de la metodología de diseño del paisaje radica en restaurar el balance de prioridades, por el que se hace hincapié en el desarrollo de una comprensión global del paisaje. Por otra parte, el entendimiento ecológico es un proceso que sigue funcionando simultáneamente guiando e inspirando el diseño (Makhzoumi y Pungetti 2004).

Después de la política del paisaje, el siguiente paso es realizar la planeación, el cual puede estar ligado a diversos factores, como problemas económicos y sociales o conservación del ambiente. Alienta a los políticos y tomadores de decisiones a tomar en cuenta los ambientes físico-naturales y socioculturales (Beer y Higgins 1990).

El cambio en el paisaje significa incluso romper con tradiciones pasadas que permitan un "*equilibrio entre el hombre y la naturaleza"*. La solución puede encontrarse en el balance entre los intereses económicos y ambientales, a través de políticas en armonía con la naturaleza. En este estado es necesario saber sobre las decisiones de planeación y manejo que producen diferentes tipos de resultados sobre el ambiente. Por lo que, compartir objetivos para conservar la naturaleza es fundamental para el proceso de planificación (Steiner 1991). En este caso, la liga entre el humano y el paisaje es un importante hecho no solo para planeación sustentable sino para lograr un diseño sustentable. Así, la planeación y diseño holístico hace un esfuerzo de ver el área para ser planificada como una totalidad (Makhzoumi y Pungetti 2004). Esto implica la integración de datos colectados en campo relacionados a distintos aspectos en un sitio para lograr una perspectiva global del paisaje. El error más frecuente es el de lidiar independientemente con cada aspecto inherente a éste último.

VÍNCULOS EN EL PAISAJE Y LA CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE: MOVIMIENTO DE ESPECIES, CORREDORES Y CONECTIVIDAD

Los movimientos que llevan a cabo los animales, el agua y viento, a través del mosaico paisajístico, así como el flujo de materia, energía y nutrientes que son transportados, son importantes para el conjunto de funciones del paisaje y su sustentabilidad ecológica. Estos flujos a través del paisaje son claramente influenciados por los patrones y composición espacial de los distintos hábitats. Como consecuencia, cambios en los patrones por medio de fragmentación o clareos, incremento de aislamiento o barreras artificiales; genera cambios en los patrones de movimiento (no sólo animales, sino también en otros componentes bióticos y abióticos) (Hobbs 1993; Forman 1995).

Es importante notar que los hábitats lineales junto con otros tipos de conexión en el paisaje, juegan roles más amplios que sólo ayudar al transporte de biota y materiales a través del ambiente. Son una parte integral del paisaje y contribuyen con la estructura y función de otras formas del mismo: hábitat, filtros, barreras, fuentes o sumideros (Forman 1991, 1995). La ecología del paisaje se basa en la premisa de que tanto los ambientes naturales como los desarrollados, son mosaicos y si deseamos conservar a las especies y comunidades, debemos entender su capacidad de vivir dentro de este mosaico y llevar a cabo movimientos, no sólo para mantener el estado óptimo de las poblaciones, sino porque son vectores para el flujo de energía, nutrientes, etc. Es decir, estos movimientos influyen en los procesos del ambiente. Por tanto, puede esperarse que en paisajes dominados por el hombre, la habilidad de los animales para moverse por los distintos parches, también tengan una fuerte influencia en el mantenimiento de las poblaciones y por ende de los procesos ecológicos (Bennet 2003).

Las especies varían en su grado de especialización dentro de su hábitat y su tolerancia ante el cambio y disturbio. Estos atributos influyen en gran manera en su percepción de un paisaje en particular y el grado de conectividad que necesitan. Algunas son tolerantes al uso humano de la tierra, las cuales no suelen requerir de estructuras o arreglos de hábitat específicos que mantengan la conectividad del paisaje. En contraste, hay otros organismos que son sensibles al cambio de hábitat y a la degradación y por tanto, sus movimientos y

sobrevivencia se ven altamente limitados en paisaje muy modificados, por ejemplo las aves y murciélagos. Para estas especies, su sobrevivencia y el mantenimiento de la conectividad en paisajes modificados, dependerá de la provisión de hábitats aptos (Fenton et al. 1992; Medellín et al. 2000; Jones et al. 2009).

ESPECIES FOCALES COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

Ha existido un considerable debate en la literatura ecológica sobre si los requerimientos de una sola especie deben servir como la base que defina los requerimientos de conservación o si el análisis de los patrones y procesos del paisaje deban dirigir la planeación de la conservación (Franklin 1993; Hansen et al. 1993; Orians 1993).

El enfoque basado en especies, ha tomado forma por las llamadas objetivo, raras o vulnerables, o por el estudio de grupos de especies que pueden representar los componentes de la biodiversidad (Soulé y Wilkox 1980; Simberloff 1988; Brussard 1991). Así mismo, ha sido criticado al no proveer soluciones dentro del paisaje como un todo, en cuanto a problemas de conservación, ya que no pueden ser aplicados con prontitud por el tipo de tratamientos que propone y consumen gran cantidad del financiamiento para su ejecución (Franklin 1993; Hobbs 1994, Walker 1995). Por consiguiente, estos estudios son aplicados cuando se consideran niveles superiores de organización como los ecosistemas y paisajes (Noss 1983, 1987; Noss y Harris 1986; Gosselink et al. 1990; Dyer y Holland 1991; Franklin 1993; Hobbs 1994). Esta alternativa pone gran énfasis en las relaciones entre los patrones y procesos del paisaje y los atributos de las comunidades tales como la diversidad o riqueza de especies (Janzen 1983; Hobbs 1993). Incluso las aproximaciones que consideran esta escala, ayudan a identificar los elementos necesarios dentro del paisaje, pero son incapaces de definir la cantidad y distribución apropiada de estos elementos; han tendido a ser descriptivos. Dichas aproximaciones han sido capaces de identificar las relaciones entre los patrones y atributos como la riqueza de especies, pero han sido incapaces de definir la composición, configuración y cantidad de las características requeridas en un paisaje para conservar su biota (Lambeck 1997; Fahrig 2003).

En fechas recientes, preguntas como qué tipo de patrón es requerido en un paisaje, o en qué magnitud debe proceder un proceso determinado; no pueden ser contestadas sin la referencia de las necesidades de especies en ese paisaje. Por tanto, no podemos ignorar los requerimientos de éstas si queremos definir las características de un paisaje que las podrá sustentar. El reto es encontrar un significado eficiente o las necesidades de todas las especies sin estudiar a cada una de forma individual. Es por eso que los estudios de especies individuales han desarrollado el concepto de *"especies sombrilla*", que son aquellas cuyos requerimientos para persistir se cree que encapsulan aquellas de un conjunto adicional de especies (Noss 1990; Ryti 1992; Launer y Murphy 1994; Williams y Gaston 1994; Lambeck 1997). Pero dado que la mayoría de especies dentro de un ecosistema tienen requerimientos de hábitat tan diferentes, parece improbable que cualquier especie pueda servir como una sombrilla para el resto. Es por ello, que un paisaje manejado y diseñado alrededor de las necesidades de una especie pueda fallar en capturar otros elementos críticos del ecosistema en el cual todas ellas ocurren (Franklin 1994; Lambeck 1997; Contreras 2013). Por consiguiente, será necesario buscar una aproximación que identifique un conjunto de especies cuyos requerimientos espaciales, composicionales y funcionales abarquen los del resto de la región o sitio (Lambeck 1997; Contreras 2013).

ÁREA DE ESTUDIO

La Sierra de San Pedro Mártir (SSPM) es un sistema de alta montaña localizado en el estado de Baja California. Geológicamente está formado por granodioritas y es la continuación meridional de la cordillera montañosa californiana. La vegetación presente en las partes altas contiene un bosque de coníferas de tipo templado seco, similar a los bosques del sur de California en Estados Unidos.

Sus características climáticas son de tipo mediterráneo y son únicas en México, por lo cual, favorecen a los relictos de este tipo de bosque boreal en la península de Baja California. Debido a su diversidad florística y por sus comunidades vegetales, ha sido considerado una isla biogeográfica y una provincia biogeográfica, diferente a la californiana.

El bosque de coníferas se distribuye a partir de los 1 500 msnm, hasta casi los 3 100 msnm en el Picacho del Diablo. Su estructura es muy abierta, con un sotobosque muy pobre. Las praderas tienen una alta diversidad de herbáceas perennes y representan zonas de alta capacidad de captación de agua, principalmente durante el invierno. Presenta un alto grado de conservación (90%), dedico a la lejanía a centros urbanos y a la poca accesibilidad que presenta en la época de invierno.

El Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (PNSSPM) fue decretado como reserva forestal en 1923, posteriormente como parque nacional en 1947 y finalmente como reserva forestal nacional en 1951. En 2003 se firmó convenio entre SEMARNAT, la CONANP y el gobierno del Estado de Baja California para la transferencia de acciones de manejo y conservación de esa zona (CONANP 2006).

Abarca los últimos vestigios de hábitats sin perturbar de la región mediterránea de Norte América. Presenta un bosque administrado por regímenes de fuego y permanece prácticamente inhabitado. Aún contiene los hábitats y especies endémicas que se distinguen de la California mediterránea y como cualquier zona mediterránea se caracteriza por inviernos húmedos templados y veranos cálidos y secos.

DESCRIPCIÓN GENERAL

El PNSSPM se ubica en la porción norte de la península de Baja California, en la parte central del Estado de Baja California, a unos 200 km al sur de la ciudad de Mexicali y a 170 km al sureste de la ciudad de Ensenada. Se localiza en la región montañosa denominada Sierra de San Pedro Mártir, el complejo orográfico más alto de la península y se encuentra en el municipio de Ensenada (CONANP 2006) (Fig. 3).

El polígono está entre las coordenadas 30°44’ y 31°10’ de latitud norte y 115°13’ y 115°44’ de longitud oeste y cuenta con una superficie de aproximadamente 72,900 ha; ocupa la parte más alta y central de la sierra y consta de una zona de amortiguamiento de 20 km a la redonda de todo el polígono. La cota altitudinal va de los 750 msnm en los escarpes occidentales más bajos, hasta los 3,000 msnm, cercanos a La Encantada, localizado en la porción oriental que ve al desierto de San Felipe.Colinda con los siguientes ejidos: al norte con El Tepi, al este con el Plan Nacional Agrario y al oeste, sur y sureste con El Bramadero (CONANP 2006).

VEGETACIÓN

Por ser la continuación de una gran cadena montañosa intracontinental y por estar en la franja de clima mediterráneo, en la SSPM convergen factores ecológicos particulares que favorecen el desarrollo de tipos de vegetación xerófila y mesófila y una estructura boscosa abierta por los grandes espacios entre cada árbol. 6

Además, la dominancia de especies del género *Pinus* (ej. *P. jeffreyi*) se refleja a través de un gradiente altitudinal no dependiente del tipo de suelo; también se caracteriza por la presencia de estrato herbáceo, chaparral, bosque ripario, de *Quercus,* coníferas y mixtos (CONANP 2006).

Por su carácter semiárido, estos bosques tienen un sotobosque pobre con un estrato arbustivo con pocas especies, dominadas por: *Arctostraphylos glauca ssp. platyphylla*, *Ceanothus leucodermis*, *Symphoricarpus parishii*, *Salvia plachyphylla*, *Eriogonum wrightii ssp. oresbium*, *Euphorbia palmeri*, *Castilleja martinii*; mientras que el estrato herbáceo anual es muy diverso (Delgadillo 2005).

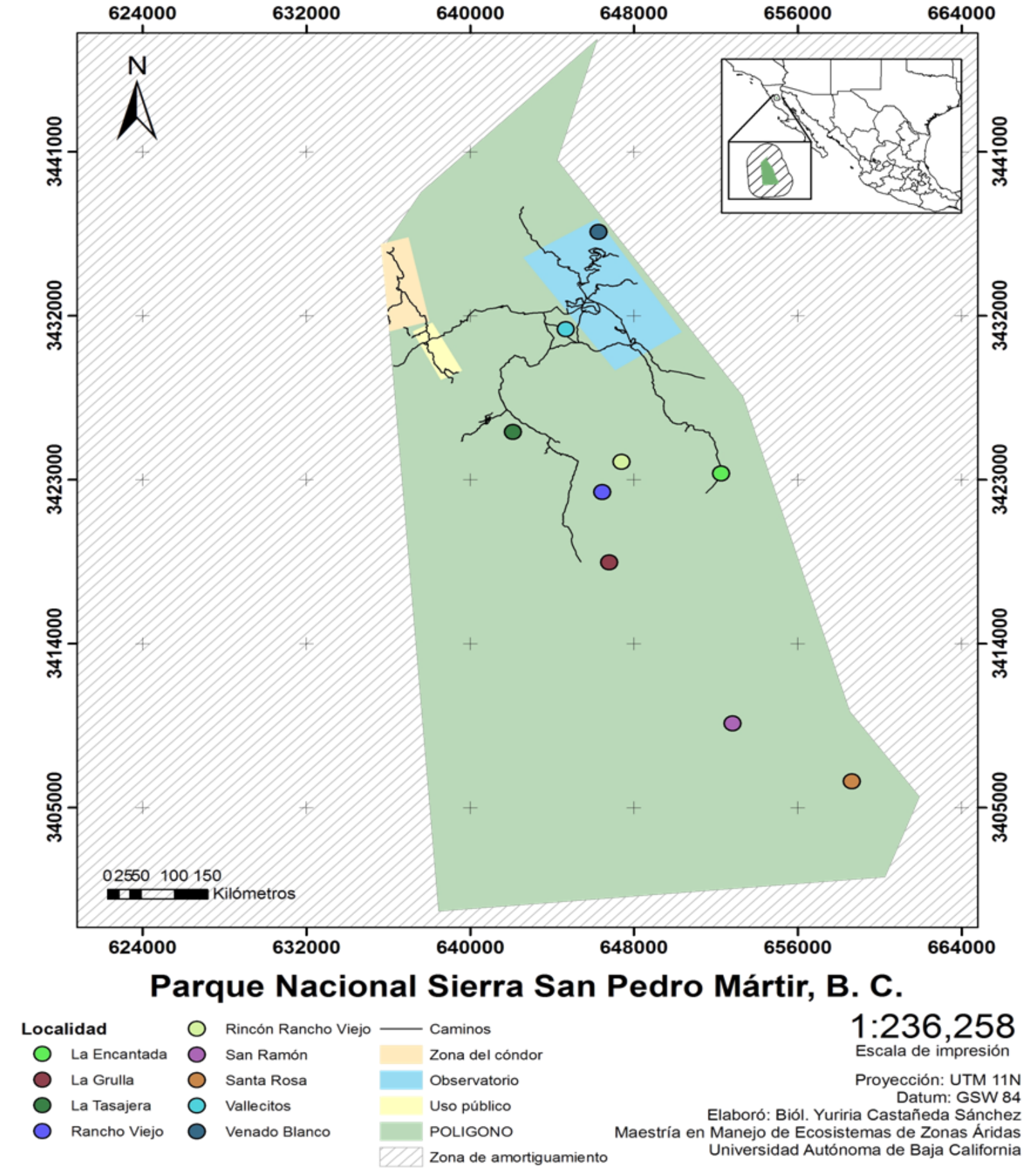


Figura 3. Parque Nacional Sierra Sn Pedro Mártir, B. C.

FAUNA

Alberga especies animales carismáticas de importancia biológica como el borrego cimarrón, venado bura, gato montés, león de montaña, zorra gris, coyotes y águila dorada, pero también especies endémicas, como el murciélago de orejas largas (*Myotis milleri*), la cual se encuentra en la NOM 059 como especie endémica bajo protección especial (Minnich et al. 1997; SEMARNAT 2010).

PRESIONES Y AMENAZAS

Dentro de las presiones y amenazas Minnich et al. (1997) y Duarte (2010), identificaron factores que ejercen y afectan la conservación del parque, donde destacan el turismo recreativo, la actividad ganadera, actividades ilegales como la caza y tala furtiva, problemas en la tenencia de tierra y los incendios forestales.

En el estudio realizado por Duarte (2010) se identificó que la presión más importante era la actividad ganadera extensiva, seguido de la tenencia de la tierra y por último las actividades recreativas, actividades ilegales e incendios.

Con respecto a la presión por la actividad ganadera, dicha actividad se ha practicado desde antes de decretar el área como Parque Nacional y ha impactado principalmente las praderas de Vallecitos, La Encantada, La Grulla y la Tasajera. En los dos últimos años se ha reducido el ganado dentro del parque ya que se han tomado medidas restrictivas al respecto.

Por otro lado, los problemas con la tenencia de la tierra aunque no son una amenaza legal, si son un factor de problemas con las personas que tienen títulos de propiedad dentro del parque de acuerdo a la administración, donde se ha identificado alrededor de 21,000 ha como propiedades privadas. Actualmente no están habitadas, ni se realiza ningún tipo de actividad productiva y mantienen un buen estado de conservación.

En el caso del turismo recreativo, no ha generado problemas serios dentro del área. No obstante se ha registrado la presencia de visitantes fuera de las áreas de uso público y de acampar, en donde se reportó un mayor problema en la zona de Vallecitos en donde los

visitantes introducen vehículos en zonas no aptas. Durante la mayor parte del año la afluencia de visitantes es baja, sólo en las temporadas pico como vacaciones de verano y semana santa la afluencia aumenta considerablemente. Derivado de estas actividades también se incluye la generación de basura y el agua residual.

Las actividades ilegales como la tala de árboles y la caza furtiva son bajas, pero la tala de árboles se ha registrado de manera aislada en la zona del cóndor. También se tiene conocimiento de posible actividad de caza de fauna, principalmente venado bura en los límites del parque.

Por último los incendios provocados por actividades humanas se han registrado principalmente fuera del parque y estos se llegan a extender hasta el parque. A pesar de esto, la mayoría de incendios registrados dentro del parque son de origen natural.

METODOLOGÍA

El conocimiento minucioso sobre la distribución de las especies es de interés primordial para la conservación biológica, desde que los mapas y sistemas de información geográfica (SIG) se emplean ampliamente por los conservacionistas para evaluar el estado de las especies registradas en listados o para establecer zonas de interés con valor biológico. Sin embargo, identificar la distribución de los murciélagos presenta un reto considerable. Los estudios poblacionales intensos son difíciles de llevar a cabo, debido a su comportamiento nocturno, su amplio rango hogareño y la dificultad para identificarlos durante el vuelo. Por ello, una alternativa es la relación de especie-hábitat, que puede ser modelada para predecir la distribución de las especies a partir de descriptores selectos (Guisan y Zimmermann 2000).

Más específicamente, los modelos pueden satisfacer la necesidad crucial de identificar los requerimientos ecológicos de las especies de murciélagos. Recursos clave para éstos, se encuentran en todo tipo de paisajes, pero cambian durante su ciclo de vida (Law y Dickman 1998). Por tanto, una combinación de descriptores del paisaje pueden requerirse para predecir la distribución de las especies (Guisan y Zimmermann 2000).

ESTRUCTURA DE HÁBITAT Y RIQUEZA BETA

Para justificar el empleo de diferentes especies en el uso diferenciado de hábitat, con el fin de abarcar la mayor cantidad de características del área de estudio por medio de los requerimientos específicos de hábitat por especie, se llevó a cabo un análisis de riqueza beta para establecer el grado de especificidad o generalidad que perciben en el uso del paisaje los murciélagos dentro del área de estudio.

Para el método numérico se partió de hacer la lista de especies reportadas dentro del parque en cada uno de los hábitats (riqueza alfa), posteriormente se sacó el promedio de especies por hábitat (alfa promedio = sumatoria del número de especies en cada hábitat, entre el número de hábitats. Después se hizo la lista total de especies acumuladas al ir incorporando

uno a uno los *n* hábitats (riqueza gamma), la cual consta de las especies de nueva aparición en cada nuevo hábitat considerado. Por último, se calculó beta = gamma/alfa promedio y se realizó la gráfica de especies acumuladas.

Por tanto la interpretación de la gráfica obtenida dará idea de que para que la diversidad de hábitat se traduzca en cambios sensibles en el número de especies es esencial que éstas perciban las diferencias entre un hábitat y otro. La riqueza beta mide los cambios en la composición de la biota a lo largo de gradientes espaciales. Este método (Whittaker 1975) es sensible a cambios cualitativos que ocurren de un hábitat a otro, y está directamente influenciado por el uso especialista o generalista que de ellos hagan las diferentes especies. Si las especies no marcan preferencia entre los hábitats (uso generalista), el número de especies no variará demasiado al añadir más hábitats, y la lista final obtenida al considerar todos los hábitats (riqueza gamma) no diferirá demasiado de la lista en cada hábitat individual (riqueza alfa). Pero si existe diferencia (uso especialista), la lista de especies acumuladas crecerá sensiblemente al ir añadiendo hábitats y la riqueza gamma, será claramente mayor que cualquier riqueza alfa.

CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA LA SELECCIÓN DE ESPECIES

Con el fin de seleccionar de manera más eficiente las especies que representen con su distribución y requerimientos de hábitat la mayor proporción del área dentro del parque, se llevó a cabo una extensa revisión de la información disponible que hubiera para las especies previamente enlistadas para el PNSSPM. Por tanto, como resultado, se tomaron en cuenta tres criterios para su selección: 1) requerimientos de hábitat, 2) gremio y 3) categoría de riesgo de la especie en la NOM 059 (SEMARNAT 2010) (Fig. 4).

1) Para los requerimientos de hábitat se tomaron en cuenta los sitios de perchado, es decir, el tipo y condiciones del refugio, el tipo de vegetación, orientación del sitio de perchado (norte, sur, etc.), el DBH (diámetro de los árboles a la altura del pecho) donde se suele perchar la especie; y la cobertura de los árboles que escogen. También los sitios de forrajeo, que fueron los tipos de vegetación que emplean al cazar y/o desplazarse, así como

los movimientos de desplazamiento (distancia de vuelo máximo diario) en kilómetros de la especie. También se tomó en cuenta la distancia a los cuerpos de agua para establecer las unidades reproductivas, debido a las necesidades de las hembras activas; y si la especie es sensible a cambios en el paisaje de acuerdo con reportes citados previamente en la literatura. Por último, se tomó en cuenta el rango de elevación en el que se distribuye la especie en msnm (Fig. 5).

2) El gremio se estableció siguiendo a diversos autores que los establecen de acuerdo con su morfología, tamaño y tipo de vuelo; así como la distribución vertical y horizontal en la estructura vegetal.

3) Se consultó la última versión de la NOM 059 (SEMARNAT 2010), para obtener la categoría de riesgo de las especies enlistadas en el PNSSPM.

Las especies que guiarían los esfuerzos para la conservación de la comunidad de murciélagos y los hábitats del parque, fueron seleccionadas para la realización de mapas de hábitat potencial.

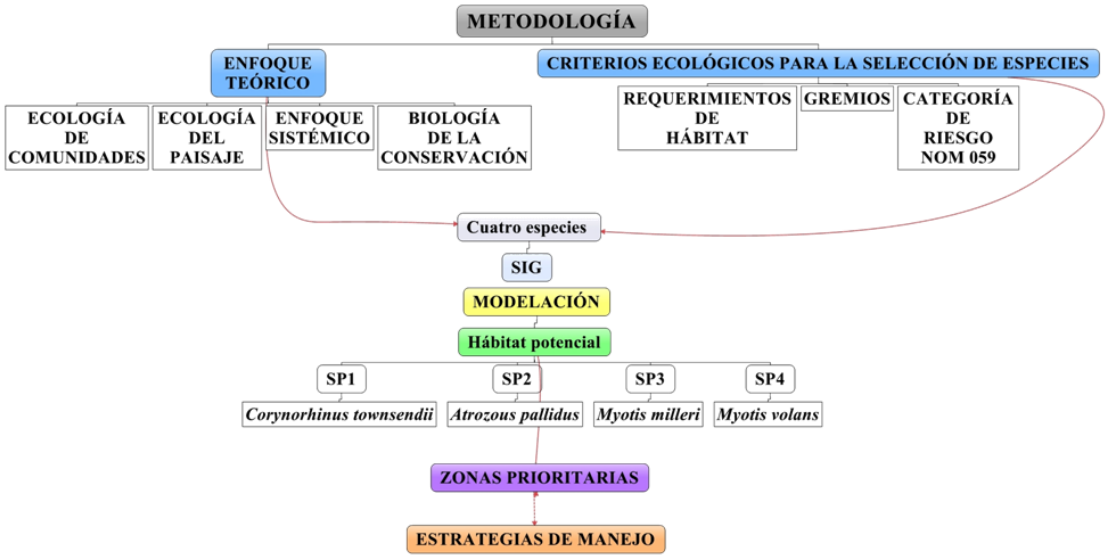


Figura 4. Metodología.

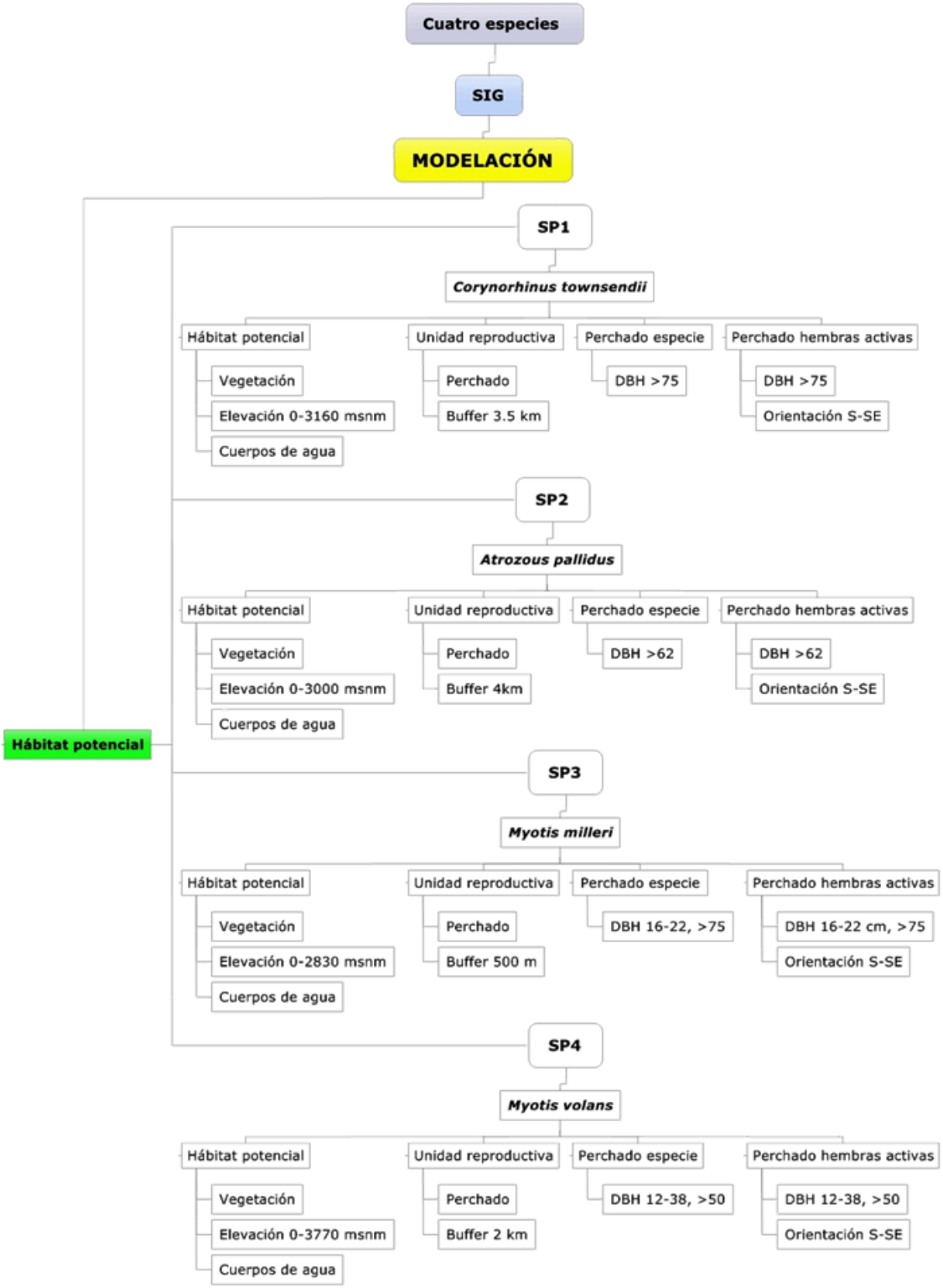


Figura 5. Criterios de selección de especies.
DBH, diámetro de los árboles a la altura del pecho

GENERACIÓN DE MAPAS Y MODELACIÓN DEL HÁBITAT POTENCIAL

Una vez obtenida la base de datos para crear los modelos de distribución, se generaron los mapas, en donde se especifican para cada especie cuatro "categorías de uso" de hábitat: 1) hábitat potencial, 2) unidades reproductivas probables, 3) perchado probable para la especie y 4) perchado más probable para hembras activas. Los pasos que se siguieron para la elaboración de éstos se describe a continuación.

Se formaron las capas base (shape files) de datos para el análisis del paisaje estructural y funcional, así como la generación de mapas de distribución potencial, al emplear el programa ArcGIS 9.2 (Número de registro 555568866) (Tabla 2).

Tabla 2. Características de las capas generadas para el SIG.

Capa	Fuente	Escala de digitalización	Formato
Geología	Carta geológica INEGI	1: 10 000	Vector
Hidrología	Red Hidrográfica INEGI	1: 50 000	Vector
Cuerpos sujetos a inundación	Carta topográfica INEGI	1: 10 000	Vector
Elevación	Modelo digital de elevaciones INEGI	1: 50 000	Raster y Vector
Vegetación	Servicio Forestal del USDA	1: 10 000	Vector
Pendientes	Modelo digital de elevaciones INEGI	1: 50 000	Raster
Orientaciones	Modelo digital de elevaciones INEGI	1: 50 000	Raster

Se usó el Modelo de Elevación Digital del INEGI con isolíneas cada 20 m para determinar las capas de elevación, pendientes y orientación. La capa de vegetación se obtuvo a partir de una imagen Quickbird del 2007 con una resolución de 2.44 m, digitalizada a una escala 1: 10 000 (para mayor detalle de la elaboración de los mapas y nomenclatura de vegetación ver Anexo 1).

En estos mapas se realizó con la herramienta "Data Management Tools" una fusión de capas, para unir todas las partes del norte, centro y sur del PNSSPM y poder seleccionar los tipos de vegetación dominantes dentro de todo el polígono (ver Anexo 1).

Posteriormente por especie, se filtró primero a todos los tipos de vegetación que ésta emplea según lo previamente reportado en la literatura (categorizados dentro del SIG por dominancia); después se delimitó por el rango altitudinal de cada especie seleccionada,

seguido de la unión con la capa de cuerpos sujetos a inundación, como parte de los criterios de selección de especies. Después se usó la herramienta Analysis Tools-> Proximidad para la creación de buffers para establecer las unidades reproductiva probables.

Para agregar los datos de DBH (diámetro de los árboles a la altura del pecho), orientación, cobertura y distancias de vuelo y a cuerpo de agua, se filtraron los requerimientos de cada especie, formando para cada selección una capa nueva; posteriormente se sobrepusieron empleando la herramienta Analysis Tools->Sobreponer para obtener las cuatro capas finales o "categorías de uso".

Finalmente del "Data Management Tools" se empleó la herramienta Disolución para homogenizar los parches de vegetación que contuvieran las mismas características y poder llevar a cabo los cálculos de áreas (ha) con las herramientas de cálculo de geometría y cálculo de campos para poder describir el tipo de vegetación dominan Vector te empleado por la especie, así como la estructura por cobertura de cada categoría de uso. Esto con el fin de comparar la composición de la estructura de la vegetación dentro del parque que fue empleado por los murciélagos en este modelo. Los datos de forma de vida representan los porcentajes ocupados por cada estrato en el área, pues los datos originales del SIG, tenía por parche el porcentaje del área que ocupaba cada estrato. Por tanto, al realizar la Disolución espacial, se generalizan los datos de los parches a toda el área potencial.

ANÁLISIS DEL PAISAJE

Se analizó la composición y configuración del paisaje por categoría de uso (excepto hábitat potencial) con la ayuda del programa gratuito FRAGSTATS 4.1 para cada una de las especies en los modelos de distribución resultantes, para lo cual se seleccionaron las siguientes métricas del paisaje siguiendo la descripción de Botequilha et al. (2006): número, tamaño y área de parches, radio de giro, proximidad, vecino más cercano, contagio e índice de agregación (Tabla 3).

Tabla 3. Métricas del paisaje (tomado y modificado de Botequilha et al. 2006).

Métrica	Concepto	Ecuación
Número de parches (NP)	Es la cantidad total de parches en el paisaje por tipo de cobertura. Revela el grado de fragmentación o heterogeneidad. El número mínimo se da cuando el paisaje está comprendido completamente por un solo parche.	$PN = \sum_{i=1}^{n} P_i$
Tamaño ponderado de parches (ÁREA_AM)	El tamaño es ponderado relativo al área total del paisaje en vez de su clase. Se relaciona directamente con la posibilidad de conexión física entre parches.	$AREA_AM = \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[\frac{a_{ij}}{N}\left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}\right)\right]$
Área de parche (PA)	Describe el tamaño del parche aislado del resto del paisaje.	
Radio de giro (GYRATE_AM)	Es la distancia media entre cada celda en un conjunto de celdas contiguas y el centroide del parche. Mide la configuración del paisaje, a través del carácter espacial de los parches, es decir, la extensión de éste. Mientras más grande sea el parche, mayor el radio de giro y a mayor número mayor conectividad; puede ser afectado por la forma del parche. Puede ser interpretado como la distancia media que un organismo puede moverse a través del paisaje mientras permanece dentro de un parche focal, a partir de un punto de comienzo al azar en el parche. En la clase o paisaje provee la medida de conectividad del paisaje. Se puede relacionar con rango hogareño y distancia de dispersión de los organismos.	$GYRATE_AM = \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[\sum_{r=1}^{z'}\left(\frac{h_{ijr}}{z}\right)\left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} a_{ij}}\right)\right]$

Tabla 3. Continuación…

Métrica	Aplicaciones	Limitantes	Recomendaciones
Número de parches (NP)	Desde una perspectiva ecológica, más parches de un tipo de cobertura pueden asegurar su prevalencia en un paisaje. Por lo que si una clase es subdividida en un gran número de parches, puede ser más resistente al disturbio, que un parche continuo.	Ofrece interpretación limitada pues no transmiten información sobre el área, distribución de parches o áreas.	Cuantifica los componentes fundamentales de la estructura del paisaje, la fragmentación y heterogeneidad. Al usarlos con otras métricas como *radio de giro* o *proximidad*, se describe de mejor manera la complejidad del paisaje por la distribución espacial, complejidad y conectividad de parches.
Tamaño ponderado de parches (ÁREA_AM)	Sirve como indicador de la función del paisaje. Especies generalistas no se ven afectados, sin embargo, los especialistas son afectados negativamente, mientras que las especies de borde son afectadas positivamente. Si existe pérdida de hábitat por parches pequeños, las especies de borde serán más afectados, y viceversa para las especies de interior.	No ilustra la distribución espacial de los parches,ni brinda información referente a ello. No muestra contexto entre parches.	Debe emplearse junto con otras métricas que brinden información sobre la función y contexto del paisaje.
Radio de giro (GYRATE_AM)	Permite al analista examinar qué tanto del paisaje puede ser atravesado sin dejar un parche particular, en promedio. Los cambios en el giro tienen implicaciones directas para los movimientos de los organismos a través del paisaje.	Su principal limitación se relaciona con la calidad de los datos del paisaje dada por la resolución y extensión. No distingue entre parches grandes por definición extensos, que parches pequeños de forma extensa. No cuantifica las características de importancia ecológica con calidad funcional o visual.	Es más apropiado como medida de la conectividad estructural cuando el mosaico de parches es un modelo apropiado para el paisaje. Junto con ÁREA_AM, provee calidad relativa de los parches dentro del paisaje. Debe considerarse la escala y características del organismo de interés.

Tabla 3. Continuación…

Métrica	Concepto	Ecuación
Proximidad (PROX)	Examina las características espaciales dentro de un radio de búsqueda específico centrado en un parche focal. La distancia a los parches del mismo tipo, así como la del parche focal y el área de éste son analizados para calcular un valor compuesto. Por lo que parches largos y cercanos al parche focal contribuyen más al valor que los pequeños y lejanos, es decir, valores altos indican que la cercanía de parches del mismo tipo son grandes y cercanos y por tanto menos aislados; en valores bajos ocurre lo inverso. Permite ver cómo los recursos, como los tipos de coberturas, se distribuyen en el paisaje en relación a otro y en relación a un parche focal de uso específico. Busca un radio con el parche vecino para cada parche focal, en relación con un organismo particular o un proceso ecológico de interés en un conjunto por análisis.	$PROX_AM = \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[\left(\sum_{i=1}^{n}\frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^{2}}\right)\left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}a_{ij}}\right)\right]$
Vecino más cercano (ENN_AM)	Distancia más corta entre parches del mismo tipo. Localización relativa y arreglo de los parches y es útil para la caracterización de la distribución espacial de parches de un tipo particular de cobertura.	$ENN_AM = \sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}\left[h_{ij}\left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n}a_{ij}}\right)\right]$
Contagio (CONTAG)	Cuantifica el grado en el cual los tipos de cobertura se encuentran en grupos distribuidos en vez de estar dispuestos en fragmentos más pequeños. Se refiere a la tendencia de los tipos de cobertura a agregarse espacialmente. Cuantifica el patrón de agrupamiento por medio de computar el número y tipo de coberturas adyacentes. Por tanto, si el paisaje se incrementa al agregarse algunas celdas largas agrupadas, el número de adyacencias incrementarán, mientras que las con-adyacencias decrecerán y el valor de contagio incrementará.	$CONTAG = \left(1 + \frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=1}^{n}\left[(P_i)(P_{ik})\right]\circ\ln\left[(P_i)(P_{ik})\right]}{C\max}\right)\circ 100$
Índice de agregación (AI)	Mide la agregación proporcional de cada tipo de cobertura dentro de un paisaje. A diferencia de contagio sólo toma en cuenta el número de adyacencias entre el mismo tipo de cobertura.	

Tabla 3. Continuación…

Métrica	Aplicaciones	Limitaciones	Recomendaciones
Proximidad (PROX)	Se emplea para comparar el análisis entre diferentes parches dentro del paisaje en relación con la configuración espacial de parches de distintos paisajes. Es útil para priorizar la adquisición de reservas naturales. Estableciendo el radio en la escala de rango hogareño de una especie y posteriormente se calcula el valor de proximidad para cada tipo de hábitat parche en el paisaje.	Por ser parte de la distancia euclidiana, sólo distancias lineales entre parches son cuantificados sin considerar la intervención del tipo de cobertura que de hecho juega un rol importante en la aislación efectiva. Pueden existir factores biológicos, ecológicos, sociales, etc., que influyan en el aislamiento y proximidad que solo la distancia entre parches. El radio de cálculo debe ser seleccionado con cuidado para tener la capacidad de relevancia en la aplicación del modelo. Existen múltiples factores que influyen al valor de proximidad, por lo que comprender estos efectos relativos son importantes para el análisis que se pretende interpretar a través de los cambios de proximidad o el contraste entre en el paisaje o entre paisajes.	Es mejor usarlo de forma comparativa en conjunto con otras métricas que describan los factores que afectan a PROX como proporción de área, tamaño y número de parche, junto con vecino más cercano. Toda la información debe ser comparada a la misma escala, resolución, tipo de coberturas y radio de búsqueda.
Vecino más cercano (ENN_AM)	Provee un significado para el análisis matemático descriptivo de la distribución de tipos de cobertura a través del paisaje. Puede asistir en evaluar cómo un paisaje particular puede funcionar con respecto al movimiento de la gente y la vida silvestre, la propagación y muerte de pestes o cualquier fenómeno o proceso de interés que involucre movimiento entre parches de un mismo tipo; así mismo, para estudiar cualquiera en el que la distancia entre parche sea importante.	Aunque provee información útil pueden haber factores de mayor importancia que contribuyan al grado de funcionalidad de un parche aislado. Por tanto, la distancia más corta puede no representar la verdadera distancia funcional entre parches desde la perspectiva de un organismo o proceso bajo consideración. Un solo aspecto se considera,la distancia entre parches del mismo tipo, por lo que otras coberturas pueden ser también importantes. Un paisaje con todos los parches acumulados en una localización puede generar el mismo valor para esta distancia, como un paisaje con pares de parches bien dispersos.	Se recomienda relacionar o equiparar esta distancia con aislamiento y poner su significado con contexto al relacionar como otro fenómeno puede estar involucrado.

Contagio (CONTAG)	Puede ser usadopara comparar un paisaje a distintos periodos de tiempo, para cuantificar cómo el grado de agregación cambia en el tiempo. Provee información cique puede ser útil para la caracterización inicial del paisaje.	Como integra mucha información, complejidad de patrones en un paisaje puede ser cuantificable fácilmente y colapsar en un valor numérico, por lo que es difícil interpretar el significado total del valor numérico. Por sus características debe integrarse con otra métrica, como información de funcióndebido a diferencias en la composición. Sólo describe el grado en el cual las celdas del mismo tipo de cobertura se agregan entre sí dentro del paisaje. Sólo puede calcularse en formato raster. Es afectado por los bordes de celda y el total de tipos de cobertura.	Puede emplearse como una herramienta para describir ampliamente en conjunto la caracterización del patrón del paisaje y compararlos entre ellos.

MONOGRAFÍAS

Se generaron monografías de las especies de murciélagos seleccionadas para el trabajo, a partir de la información generada para el desarrollo del modelo. El enlistado de especies se elaboró siguiendo un orden sistemático hasta género y un orden alfabético para especie (Simmons 2005).

Cada monografía presenta la siguiente información:

Nombre científico. Se anota el nombre del autor y año de la descripción. La clasificación y nomenclatura empleadas son las de Simmons (2005). Con excepción de *Myotis milleri*, quien se refiere en Simmons (2005) como una subespecie de *Myotis evotis*(*M. evotismilleri*) y en la NOM 059-2010 como especie (*M. evotis*). Por efectos de conservación dentro del área, se mantuvo el nombre a nivel de especie, pues en el plan de manejo del PNSSPM (CONANP 2006), se cita de esta manera siguiendo la propuesta de Reducker et al. (1983) y Álvarez-Castañeda y Bogan (1997). Sin embargo, la información recaudada para la formación del modelo, responde a la clasificación de Simmons (2005) como *M. evotis;* se debe tomar en cuenta para posteriores trabajos comparar las medidas somáticas, craneales, coloración y análisis genéticos para establecer las diferencias que marcan Álvarez-Castañeda y Bogan (1997).Para mayores detalles consultar la monografía completa con fines de comparación para estudios posteriores.

Nombre común. Se empleó el nombre utilizado de acuerdo a Simmons (2005).

Diagnosis. Incluye coloración y aspectos morfológicos y craneales sobresalientes. Las medidas somáticas convencionales en mm son las siguientes: longitud total (LT); cola vertebral (C); pata (P); oreja (O); trago (T); antebrazo (Ant); peso (g).

Distribución. Se reporta el área geográfica y la altitud donde se encuentra la especie en todo el rango de distribución.

Ecología y comportamiento. Se reportan los requerimientos de hábitat que presenta la especie, como el tipo de vegetación en los que regularmente se encuentra; así como los de los sitios de refugio que emplea y las zonas de forrajeo, de acuerdo con la literatura. También se menciona la forma en cómo se desplazan o comportan al forrajear o mueven por el paisaje (Anexo 2).

Gremio. Se enlista el gremio en el cual se clasifica de acuerdo a diversos autores (Aldridge y Rautenbach 1987; Norberg y Rayner 1987; Schnitzler et al. 2001, 2003) de acuerdo a su morfología, forma y tipo de vuelo. En los gremios o grupos funcionales, el término "*gleaning*" o "recolector" es el comportamiento de cosechar o tomar a la presa que se encuentra en alguna superficie como las hojas de la vegetación o el suelo; mientras que "*trawl*" o "arrastre" es el comportamiento de atrapar a la presa en aire o de superficies suaves como la del agua (Schnitzler et al. 2001, 2003) (ver Anexo 2). También se señalan los rangos de frecuencia emitidos durante la ecolocalización si están disponibles en la literatura.

Alimentación. Se especifica el/los orden(es) de insectos que consume la especie, así como algunos ejemplos de nombres comunes de los organismos que consumen, si está disponible la información (Anexo 2).

Reproducción. Se describe el patrón reproductivo de cada especie.

Conservación. De ser el caso, se cita la categoría de riesgo de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010). Ninguna de las especie se encontró en la lista de CITES (PNUMA-CMCM 2011) o IUCN (2012).

RESULTADOS

Como parte de la selección de especies se llevaron a cabo distintas etapas de obtención de información y de procesamiento de datos para escoger las especies que servirían para la modelación. También se obtuvieron las monografías descriptivas y el mapa de distribución por cada una. Sin embargo, se añade también la monografía de las características de *M. milleri*, siguiendo la clasificación de los autores antes mencionados (Anexo 3).

A continuación se detallan los resultados de dichos procesos, la información recabada y los datos obtenidos a partir de la modelación de hábitat potencial de cada especie.

ANÁLISIS DE RIQUEZA BETA

Como resultado del análisis de riqueza beta se obtuvo una matriz con todos los tipos de hábitat dentro del área de estudio y las especies reportadas, donde se incluyen a su vez, los datos de riqueza alfa y gamma para su cálculo (Tabla 4).

Como resultado del cálculo de beta se obtuvo que ß= 1.50. Así al observar la gráfica de especies acumuladas, se logró definir el sitio de uso diferenciado de tipo *especialista* (Fig. 6).

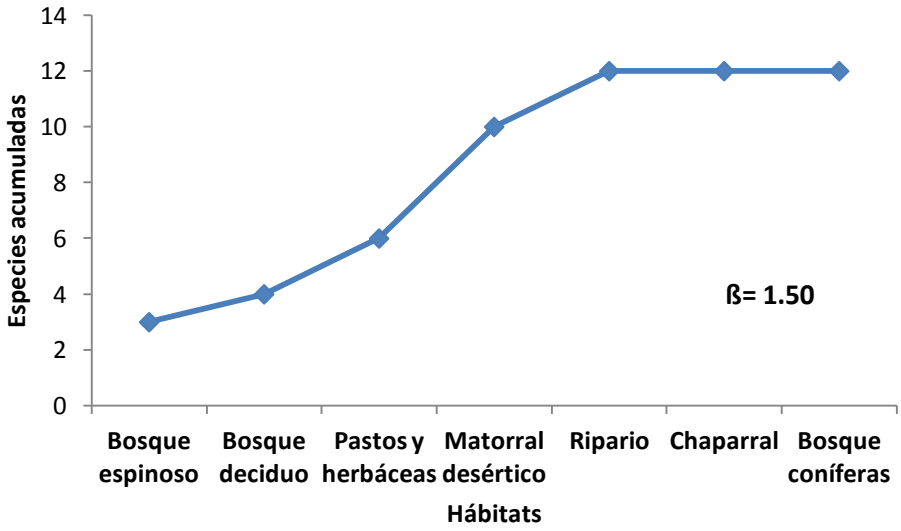


Figura 6. Tasa de adición de especies de tipo especialista.

Así mismo, se distingue que el bosque espinoso, los pastos y herbáceas, junto con el bosque deciduo, son los hábitats que pocas especies utilizan. En especial se destaca el uso de las consideradas generalistas (*Eptesicus fuscus*, *Pipistrellus hesperus*, *Nyctinomops femorosacus*, *Tadarida brasiliensis*) y dos de ellas más especialistas (*Myotis milleri* y *M. volans*) (Tabla 4, Fig. 7).

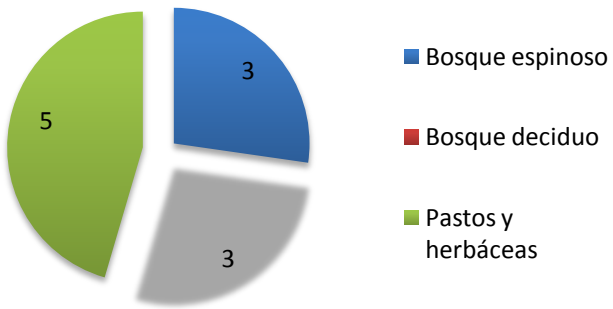


Figura 7. Hábitats que son empleados por un menor número de especies.

En el caso de los matorrales, zonas riparias, el chaparral y el bosque de coníferas, podrían considerarse los hábitats más vulnerables, pues son empleados por especies más especialistas (ej. *Corynorhinus townsendii* y *M. yumanensis*) (Tabla 4, Fig. 8).

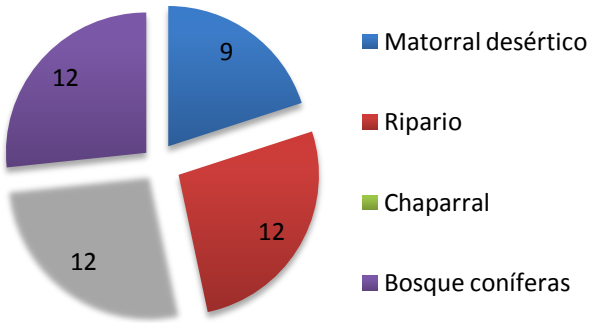


Figura 8. Hábitats que son empleados por un mayor número de especies.

Tabla 4. Matriz de especies acumuladas para el análisis de riqueza beta.

Especie	Bosque espinoso	Bosque deciduo	Pastos y herbáceas	Matorral desértico	Ripario	Chaparral	Bosque coníferas	Total
Eptesicus fuscus	0	X	X	0	X	X	X	5
Pipistrellus hesperus	X	X	X	X	X	X	X	7
Corynorhinus towsendii	0	0	0	0	X	X	X	3
Nyctinomops femorosaccus	X	0	X	X	X	X	X	6
Eumops perotis	0	0	0	X	X	X	X	4
Antrozous pallidus	0	0	0	X	X	X	X	4
Tadarida brasiliensis	X	X	0	X	X	X	X	6
Lasiurus cinereus	0	0	0	X	X	X	X	4
Myotis volans	0	X	0	X	X	X	X	5
Myotis ciliolabrum	0	0	0	X	X	X	X	4
Myotis yumanensis	0	0	0	0	X	X	X	3
Myotis milleri	0	0	X	X	X	X	X	5
Alfa	3	3	5	9	12	12	12	
Gama	3	4	6	10	12	12	12	

CRITERIOS ECOLÓGICOS PARA LA SELECCIÓN DE ESPECIES: ESPECIES RESULTANTES DEL ANÁLISIS METODOLÓGICO

Como resultado del proceso de selección de especies de murciélagos, se escogieron a cuatro de ellas: 1) *Corynorhinus townsendii*, 2) *Antrozous pallidus*, 3) *Myotis milleri* y 4) *M. volans*.

Se obtuvo la información filtrada de sus requerimientos específicos reportados en diversos trabajos, los cuales se emplearon para formular las monografías y mapas de hábitat potencial dentro del parque. En la tabla se resumen dichos datos (Tabla 5).

Tabla 5. Criterios ecológicos para la selección de especies

Especie	Edificaciones	Árboles	Rocas	Cuevas/minas	Orientación	DBH (cm)	Cobertura (%)
Corynorhinus towsendii	X	X	0	X	S, SE	> 75	-
Antrozous pallidus	X	X	X	X	S, SE	> 61	23-26
Myotis milleri	X	X	X	X	S, SE	12-38, >50	22-49
Myotis volans	0	X	X	0	S, SE	16-22, > 60	25

Tabla 5. Continuación…

Especie	Elevación (msnm)	Rango de forrajeo (km)	Agricultura	Bosque coníferas	Matorral desértico	Ripario	Bosque espinoso	Chaparral	Hierbas y pastos
C. towsendii	0-3160	5-10.5, 3	0	X	0	X	0	X	0
A. pallidus	0-3000	2-8 , 3	X	X	X	X	0	X	X
M. milleri	0- 2830	1-4	0	X	0	X	0	X	0
M. volans	0-3770	0.7-6.5, 2	0	X	X	X	0	X	0

Tabla 5. Continuación…

Especie	Distancia al agua (km)	Forrajeo	Hábitat (estructura)	Cobertura (complejidad)	Estructura vertical (altura)	Tamaño de cuerpo (mm)
C. towsendii	3.5	Recolector	Medio/bordes	Media	Media y alta	90-112
A.pallidus	4	Aéreo/ recolector	Abierto/cerrado	Complejo/abierto	Media y baja	92-135
M.milleri	0.5	Aéreo/ arrastre/ recolector	Bordes/claros	De fondo/complejo	Media y baja	87-100
M.volans	2	Aéreo/ arrastre/ recolector	Bordes/claros	De fondo/complejo	Alta y baja	76-85

Tabla 5 . Continuación…

Especie	Lepidoptera	Coleoptera	Orthoptera	Solpugida	Diptera	Himenoptera	Homoptera	Hemiptera	Isoptera	Neuroptera
C. towsendii	X	X	0	0	X	X	0	0	0	X
A.pallidus	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0
M. milleri	X	X	0	0	X	0	0	0	0	0
M.volans	X	X	0	0	X	X	X	X	X	X

DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS POTENCIALES: MAPAS RESULTANTES

Tras la selección de especies y modelación de los mapas de distribución por especie, se obtuvieron las siguientes áreas potenciales de uso de hábitat de acuerdo a cada categoría:

Corynorhinus townsendii

Potencialmente esta especie puede encontrarse en gran parte del parque (color verde), excepto en las zonas del sur del polígono (regiones cercanas a La víbora, San Antonio, Misión San Pedro). Sin embargo, debido a su alta vagilidad las áreas con unidades reproductivas son muy amplias, ocupando el polígono del observatorio, e incluso zonas hacia el este fuera del polígono (color amarillo). Existe una zona muy probable para formación de colonias reproductivas en las minas que se localizan fuera del polígono en la parte oeste central, pero dentro de la zona de amortiguamiento del parque. Se destacan parches de árboles con DBH mayores a 75cm muy dispersos en el caso de perchado probable para la especie (color café) en la parte más norte del parque y cercanos al polígono de uso público y del cóndor; y para hembras activas (color rojo) más ubicados hacia toda la parte este desde norte a sur, siendo más abundantes al sureste de su distribución (Fig. 9).

Antrozous pallidus

Se observó que esta especie puede encontrarse en casi todo el polígono (color verde), exceptuando algunas partes del sur y oeste centro del parque (algunos parches cercanos a la Tasajera, del lado este de cordillera San Miguel, San Ramón y Campo del oso). Dentro de las unidades reproductivas se destacan dos áreas potencialmente separadas, destacándose la zona de Vallecitos, La Grulla junto con La Encantada y la zona circundante a San Ramón, Campo de oso y Santa Fosa (color amarillo). Los parches potenciales de perchado para la especie se aglomeran en la toda la zona norte, en el centro del polígono y toda la franja este del polígono desde norte a sur (color café). Los parches potenciales para perchado de hembras se localizan muy puntualmente en la zona circundante a Vallecitos, dentro del polígono del observatorio y cercanos a Venado Blanco; algunos muy dispersos en La Tasajera, La Grulla, La Encantada y otros a todo lo largo de la franja este del polígono (color rojo) (Fig. 10).

Myotis milleri

Esta especie pareció tener una distribución más restringida hacia el norte y centro del polígono, así como en la franja este del mismo, exceptuando lugares cercanos a la Tasajera, del lado este de cordillera San Miguel, circundantes a San Ramón y Campo del oso) (color verde). Las unidades reproductivas parecen estar muy restringidas y separadas entre sí, dividiéndose en tres zonas principales: Vallecitos y polígono del observatorio, La Grulla y La Encantada; y finalmente circundantes a la Misión San Pedro y Santa Fosa (color amarillo). Sin embargo, existen zonas importantes de perchado probable para la especie y hembras activas fuera de estas áreas, como la zona del polígono de uso público y del cóndor, el norte del polígono, así como dentro del polígono del observatorio y en Venado Blanco (color café y rojo) (Fig. 11).

Myotis volans

Esta especie al igual que *C. townsendii* parece que puede encontrarse en gran parte del parque (color verde), excepto en las zonas del sur del polígono (regiones cercanas a La víbora, San Antonio y Misión San Pedro). Las unidades reproductivas se extienden casi en su totalidad como *A. pallidus* con las mismas dos áreas potencialmente separadas: la zona de Vallecitos, La Grulla junto con La Encantada y la zona circundante a San Ramón, Campo de oso y Santa Fosa (color amarillo). No obstante, casi toda la parte norte y centro del polígono es zona potencial de perchado probable para la especie, hasta los límites al sur de La Grulla, siguiendo toda la franja sureste del parque (color café), al igual que la zona para perchado de hembras activas, aunque forma parches dispersos de grupos aglomerados (color rojo) (Fig. 12).

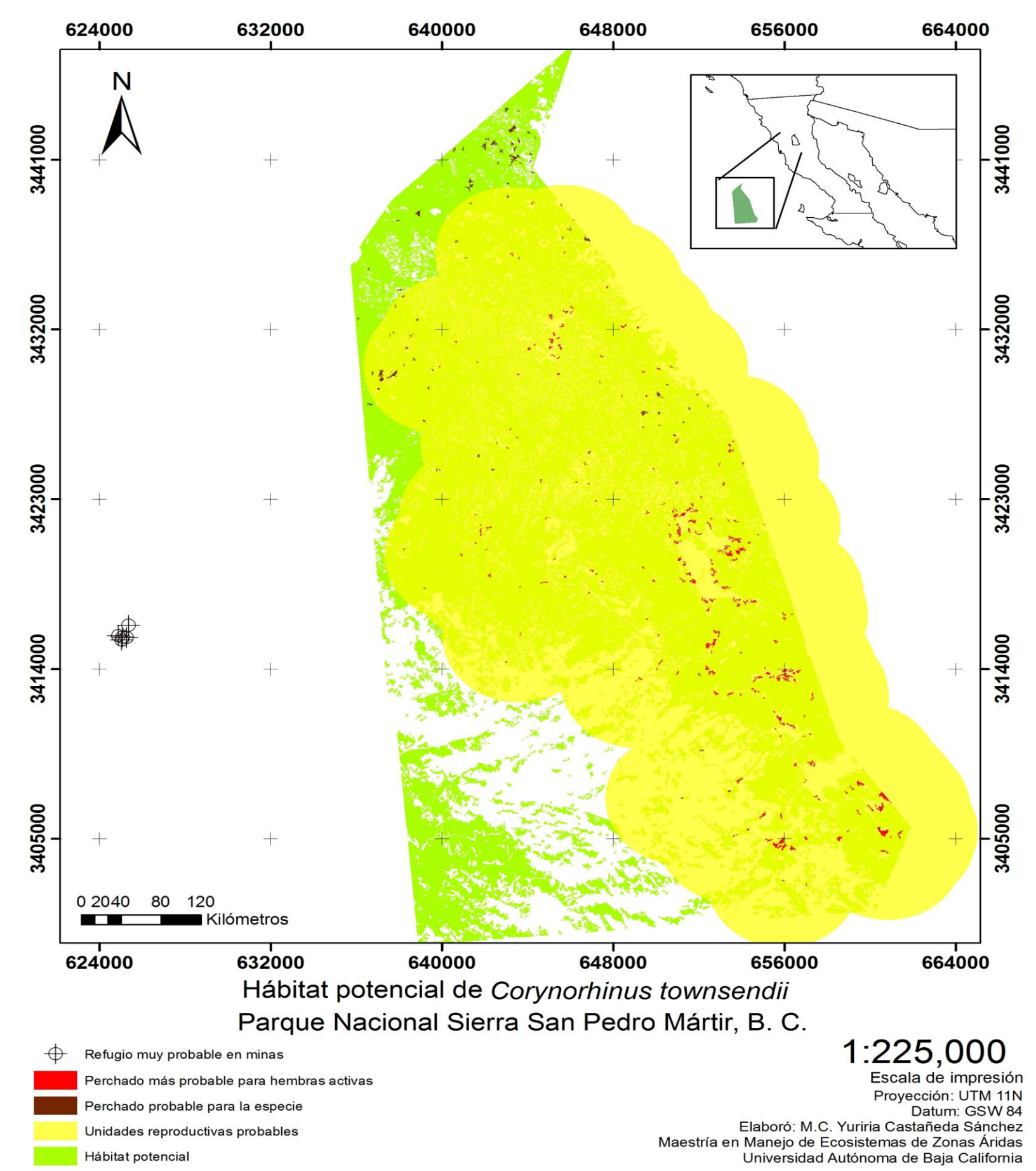


Figura 9. Hábitat potencial de Corynorhinus townsendii en el PNSSPM.

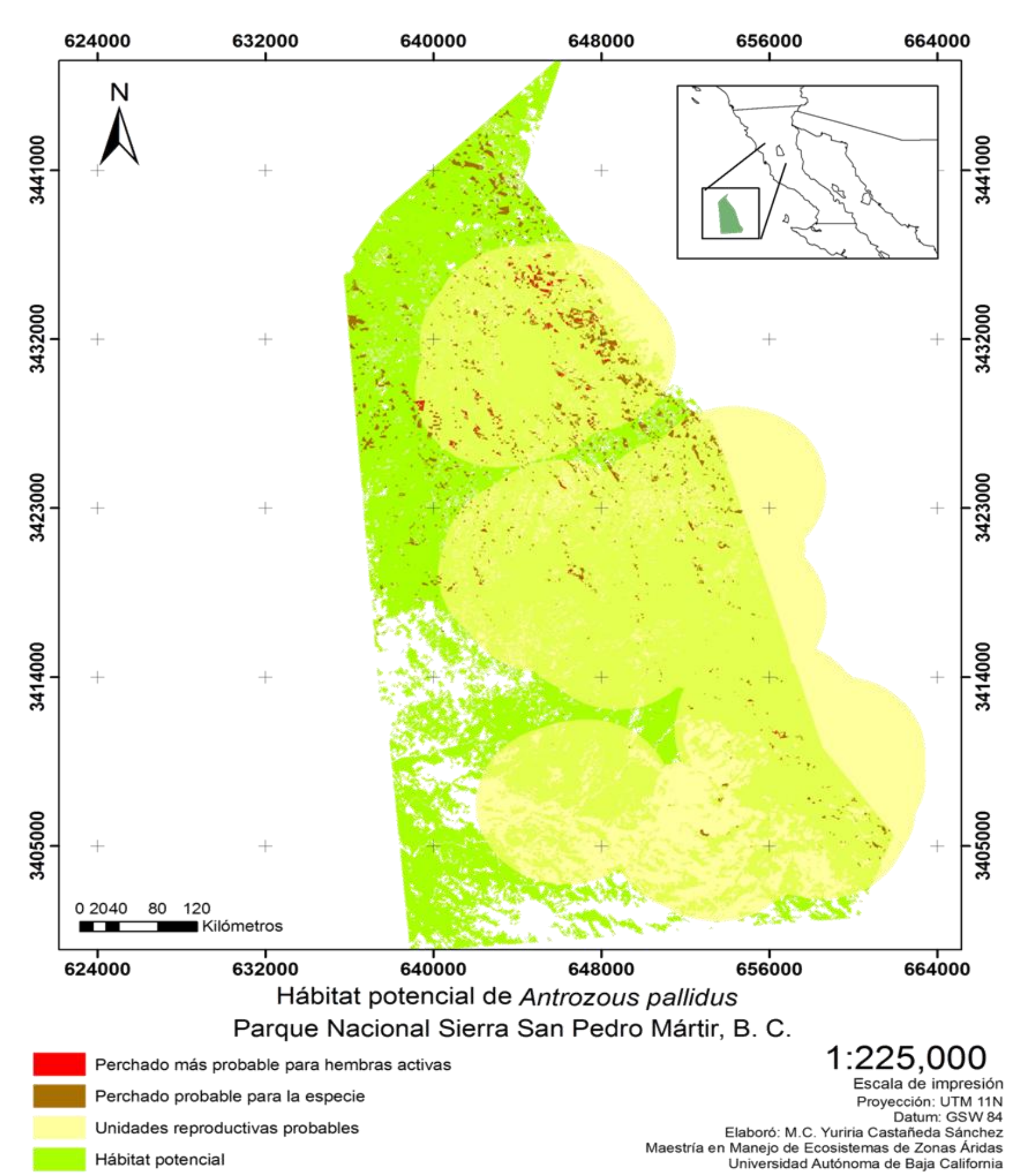


Figura 10. Hábitat potencial de Antrozous pallidus en el PNSSPM.

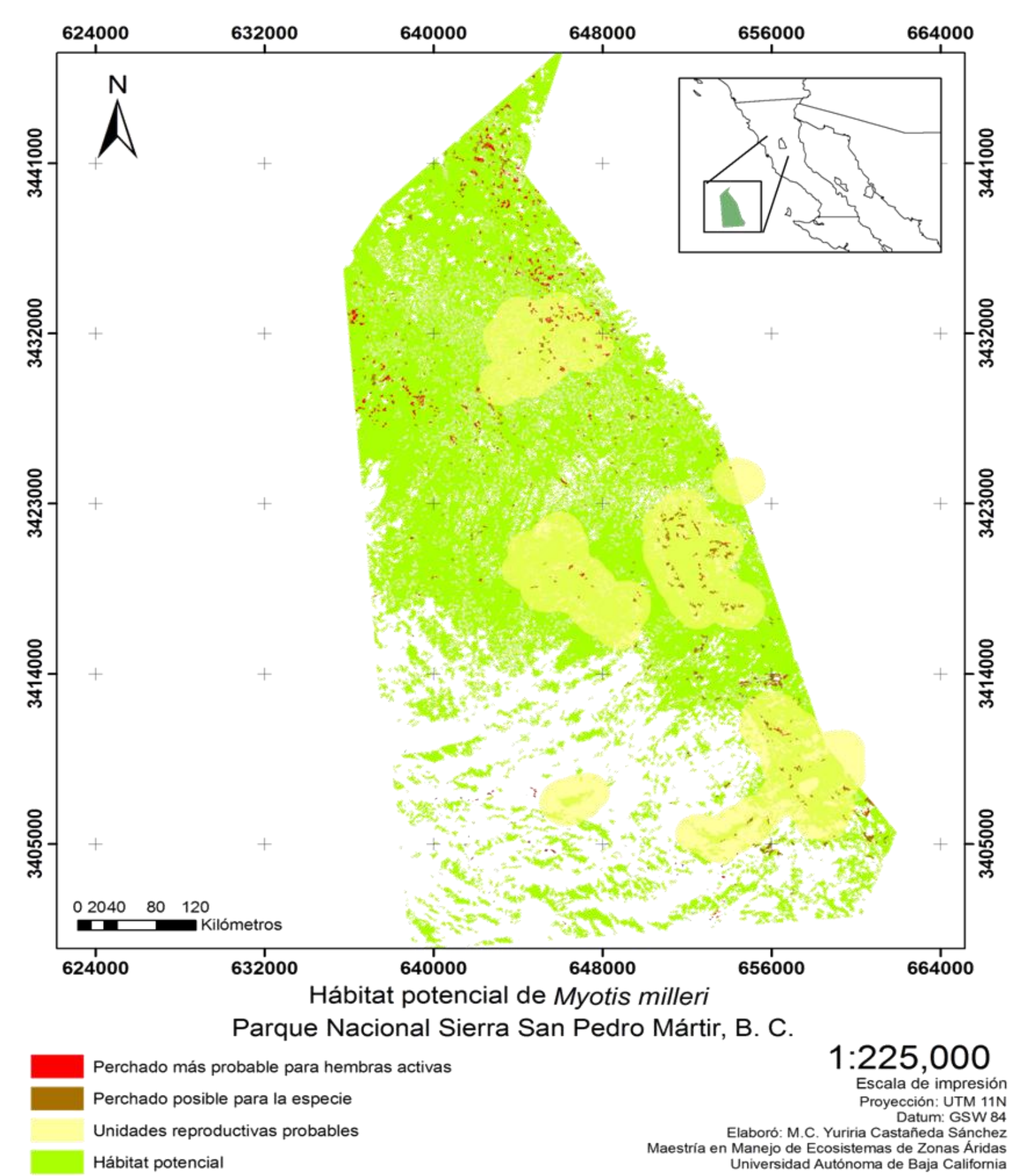


Figura 11. Hábitat potencial de Myotis milleri en el PNSSPM.

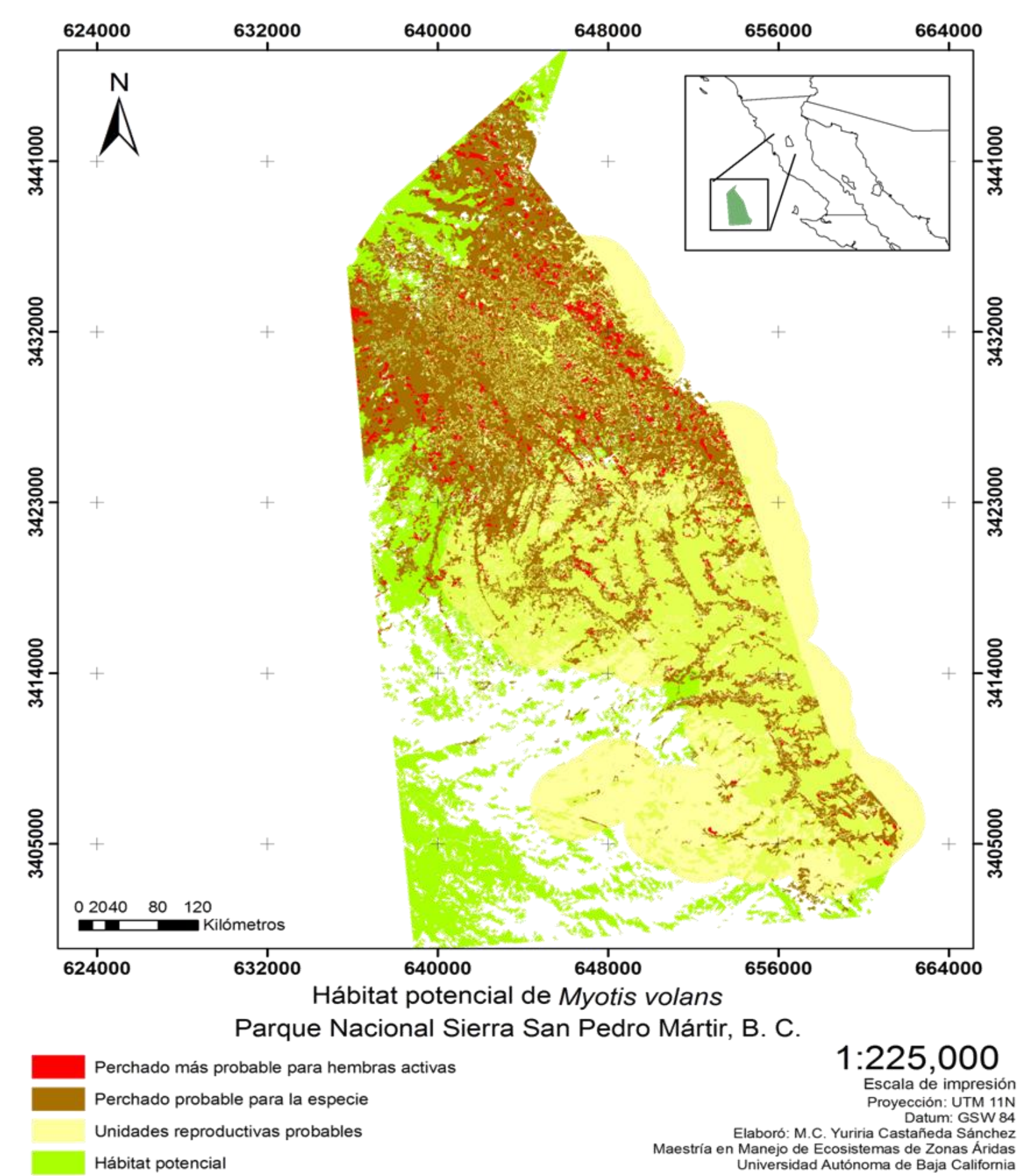


Figura 12.Hábitat potencial de Myotis volans en el PNSSPM.

DESCRIPCIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN DISPONIBLE PARA LAS ESPECIES POR CATEGORÍA DE USO

A partir del análisis espacial potencial de las áreas y coberturas de la vegetación empleadas con el mayor porcentaje dentro de cada categoría de uso por especie, se obtuvieron los siguientes datos de la estructura vertical, siguiendo la descripción de los mapas antes descritos.

Corynorhinus townsendii

1. *Categoría de uso: hábitat potencial*

1.1. Tipo de vegetación

El área total de vegetación dentro del polígono de esta categoría fue de 44,354. 51 ha, de las cuales potencialmente el 58.1% fueron chaparrales, el 27.3 % *P. jeffreyi*, el 8.1% coníferas mixtas, el 5.9 % matorrales y el 0.6% restante correspondió a pastos, herbáceas perennes y *P. contorta* (Fig. 13).

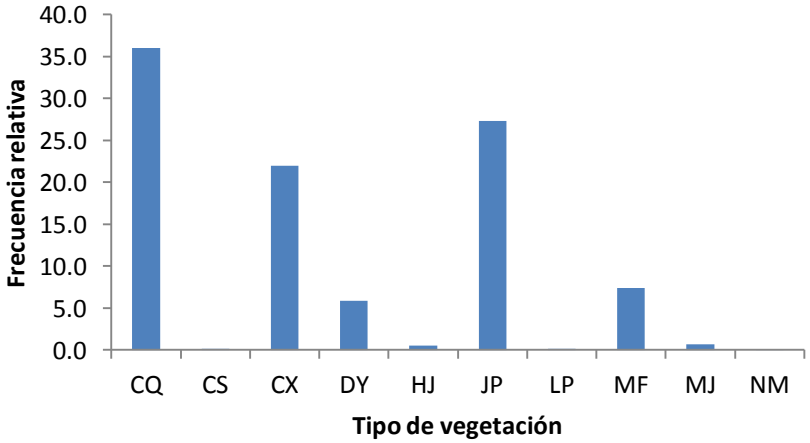


Figura 13. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

1.2. Forma de vida

Dentro del estrato de las coníferas, las coberturas con el 5 y 15% fueron las que representaron el 40 y 37.1% del área, respectivamente. Para el arbustivo las coberturas con el 15 y 25% tuvieron el 18.5 y 17.3% del área total, respectivamente. Las hierbas con 5 y 15% de cobertura, representaron el 37 y 21.3% del área total. Las zonas sin vegetación aparente con una cobertura del 5 y 35% tuvieron el 19.2 y el 15.3% del área total (Tabla 6).

Tabla 6. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii.

Cobertura (%)	Conífera	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**40.0**	13.8	**37.0**	**19.2**
15	**37.1**	**18.5**	**21.3**	14.6
25	13.4	**17.3**	15.3	12.7
35	6.5	14.7	11.3	**15.3**
45	3.0	12.6	7.2	13.6
55	0.0	9.8	3.3	10.9
65	0.0	6.5	2.0	7.9
75	0.0	4.1	1.9	4.8
85	0.0	2.0	0.6	0.8
95	0.0	0.8	0.1	0.1

2. *Categoría de uso: unidades reproductivas potenciales*

2.1. Tipo de vegetación

Se emplearon en esta categoría potencialmente 34,058.22 ha, de las cuales el 58.79, 31.99 y 8.39% correspondieron a los chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 14).

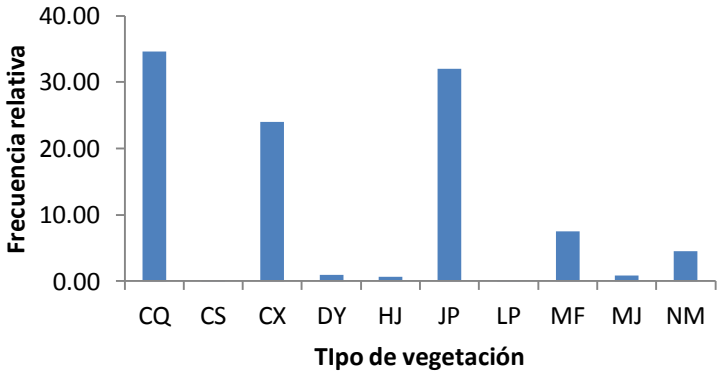


Figura 14. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas potenciales.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

2.2. Forma de vida

En el estrato de las coníferas el 36.2 y 37.1% y en el latifoliado, con 29.3 y 41.4% de área ocupada, estuvieron las coberturas del 5 y 15%, respectivamente. Para el estrato arbustivo las coberturas con 15 y 25%, tuvieron el 18.1 y 17.8% de área ocupada. Sin embargo, en el

herbáceo, el 34.1 y 20.6% y en las zonas sin vegetación aparente con 21.6 y el 15.9% de área ocupada; fueron de las coberturas del 5 y 15% (Tabla 7).

Tabla 7. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**36.2**	**29.3**	13.6	**34.1**	**21.6**
15	**37.1**	**41.4**	**18.1**	**20.6**	**15.9**
25	15.0	13.8	**17.8**	15.5	13.6
35	8.1	8.6	15.2	11.8	14.6
45	3.6	0.0	11.8	8.0	12.2
55	0.0	3.4	9.7	3.8	9.7
65	0.0	3.4	6.8	2.8	7.2
75	0.0	0.0	3.9	2.3	4.5
85	0.0	0.0	2.4	1.0	0.7
95	0.0	0.0	0.8	0.3	0.0

3. *Categoría de uso: perchado probable para la especie*

3.1. Tipo de vegetación

En esta categoría se usaron potencialmente 454.45 ha, de las cuales el 51.9, 39 y 9.1% del área lo ocuparon los chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 15).

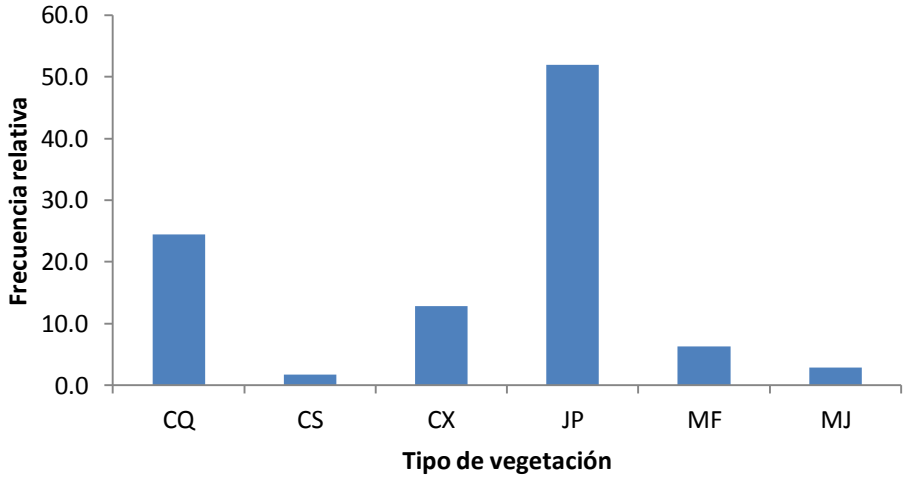


Figura 15. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie

CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

3.2. Forma de vida

Para el estrato de las coníferas se empleó potencialmente el 38.8 y 28.1% por coberturas del 5 y 15%, respectivamente. En el caso del latifoliado, las coberturas del 15 y 65% ocuparon el 50% cada una. El arbustivo ocupó un 17.9 y 22.3% y las hierbas tuvieron un 41 y 25.6% del área, ambos con coberturas del 5 y 15%. Finalmente, las zonas sin vegetación aparente, tuvieron 19.3% del área con coberturas del 35 y 45% (Tabla 8).

Tabla 8. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**38.8**	0.0	**17.9**	**41.0**	10.9
15	**28.1**	**50.0**	**22.3**	**25.6**	13.4
25	14.9	0.0	14.3	15.4	13.4
35	10.7	0.0	10.7	8.5	**19.3**
45	7.4	0.0	12.5	4.3	**19.3**
55	0.0	0.0	8.9	2.6	11.8
65	0.0	**50.0**	8.0	0.9	8.4
75	0.0	0.0	2.7	1.7	3.4
85	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0
95	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

4. *Categoría de uso: perchado probable para las hembras activas*

4.1. Tipo de vegetación

Para esta categoría de uso, se emplearon potencialmente 342.05 ha, lo que correspondió a chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas el 41.7, 49.8 y el 8.5% del área, respectivamente (Fig. 16).

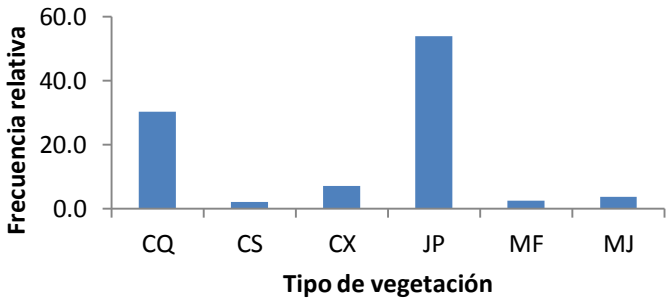


Figura 16. Tipo de vegetación en la categoría de uso para las hembras activas.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

4.2. Forma de vida

En las coníferas el 40.4 y 29.2% del área, correspondió a las coberturas del 5 y 15%. El total del latifoliado tuvo una cobertura del 65%. En el caso del arbustivo, el 22.5 y el 25% y en las hierbas, el 37.2 y el 27.9% del área, correspondieron a las coberturas del 5 y 15%. Los lugares sin vegetación aparente con el 23 y 19.5% del área ocupada, correspondió a las coberturas con el 35 y 45% (Tabla 9).

Tabla 9. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para C. townsendii.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**40.4**	0.0	**22.5**	**37.2**	6.9
15	**29.2**	0.0	**25.0**	**27.9**	8.0
25	18.0	0.0	11.3	16.3	13.8
35	9.0	0.0	11.3	7.0	**23.0**
45	3.4	0.0	8.8	5.8	**19.5**
55	0.0	0.0	10.0	2.3	13.8
65	0.0	**100**.0	7.5	1.2	10.3
75	0.0	0.0	1.3	2.3	4.6
85	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0
95	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Antrozous pallidus

1. *Categoría de uso: hábitat potencial*

1.1. Tipo de vegetación

Dentro de esta categoría, el área ocupada potencialmente fue de 57,197.68 ha, donde el mayor porcentaje de vegetación estuvo ocupado por chaparrales, *P. jeffreyi* y pastos y hierbas perennes, con 45.1, 18.3 y 21.2%, respectivamente (Fig. 17).

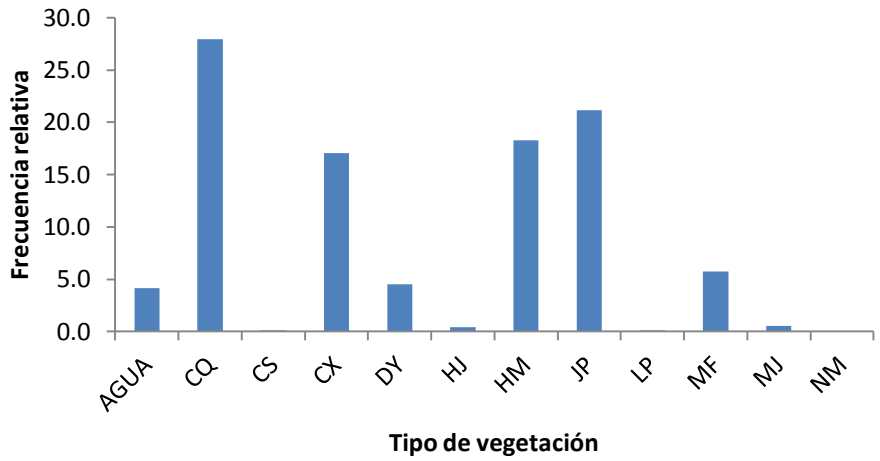


Figura 17. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

1.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas estuvo representado por un 43.5 y 35% del área, junto con el latifoliado con un 25 y 37%, conformados por las coberturas de 5 y 15%. En el caso del arbustivo el 17.9 y 17% del área, formó parte de las coberturas del 15 y 25%. Para las hierbas, las coberturas del 5 y 15% ocuparon un área de 34.6 y 20.7%. Por último, las zonas sin vegetación aparente con coberturas de 5 y 35%, tuvieron el 18.1 y 15% del área ocupada (Tabla 10).

Tabla 10. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**43.5**	**25.0**	16.9	**34.6**	**18.1**
15	**35.0**	**37.0**	**17.9**	**20.7**	14.0
25	12.6	11.0	**17.0**	15.5	12.3
35	6.1	6.0	14.1	11.7	**15.0**
45	2.8	0.0	12.1	7.3	13.2
55	0.0	2.0	9.4	4.1	11.4
65	0.0	3.0	6.2	2.5	8.8
75	0.0	0.0	3.9	2.4	5.4
85	0.0	0.0	1.9	1.2	1.6
95	0.0	0.0	0.7	0.1	0.1

2. *Categoría de uso: unidades reproductivas potenciales*

2.1. Tipo de vegetación

El área ocupada potencialmente por esta categoría fue de 37,438.78 ha, donde los chaparrales, *P. jeffreyi*, pastos y hierbas y las coníferas mixtas, ocuparon el 44.1, 22.6, 20.4 y 5.5% del total de la zona (Fig. 17).

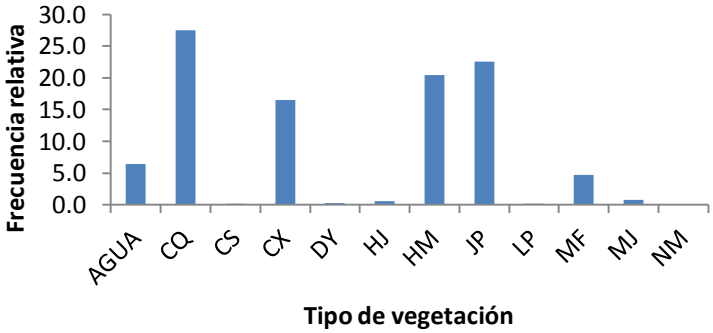


Figura 18. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

2.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas ocuparon el 41.7 y 35.3; el latifoliado el 28 y 44; el arbustivo el 18.1 y 18.6; y el herbáceo el 31.5 y 20.3% del área, con coberturas del 5 y 15%. En el caso de las zonas sin vegetación aparente el 19 y 15.1% del área, fueron ocupadas por coberturas del 5 y 35% (Tabla 11).

Tabla 11. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**41.7**	**28.0**	**18.1**	**31.5**	**19.0**
15	**35.3**	**44.0**	**18.6**	**20.3**	13.9
25	13.6	14.0	17.0	15.4	13.9
35	6.8	6.0	13.2	12.2	**15.1**
45	2.7	0.0	11.1	8.1	12.2
55	0.0	4.0	9.5	4.4	10.2
65	0.0	4.0	7.0	3.2	8.5
75	0.0	0.0	3.5	2.9	5.4
85	0.0	0.0	1.4	1.7	1.9
95	0.0	0.0	0.5	0.2	0.0

3. *Categoría de uso: perchado probable para la especie*

3.1. Tipo de vegetación

Se ocupó potencialmente un área de 1,762.31 ha con esta categoría, donde el 23.8, 66.8 y 6.6% correspondió a los chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 19).

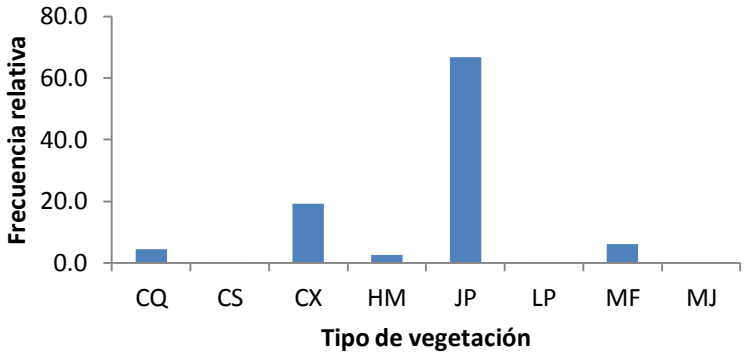


Figura 19. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

3.2. Forma de vida

Las coníferas ocuparon el 38.5 y 32.5; el latifoliado el 30 y 40; y las hierbas el 40.1 y 22.34% del área, con coberturas del 5 y 15%. Mientras que el arbustivo el 17.88 y 16.76% del área con coberturas del 25 y 35%. Las zonas sin vegetación aparente ocuparon el 18 y 17% del área, con coberturas del 35 y 45%, respectivamente (Tabla 12).

Tabla 12. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**38.50**	**30.00**	12.85	**40.10**	14.00
15	**32.50**	**40.00**	15.64	**22.34**	15.50
25	16.50	10.00	**17.88**	15.23	12.50
35	9.50	20.00	**16.76**	11.17	**18.00**
45	3.00	0.00	12.85	7.11	**17.00**
55	0.00	0.00	10.61	2.03	12.00
65	0.00	0.00	6.70	0.51	6.50
75	0.00	0.00	5.03	1.02	4.00
85	0.00	0.00	1.12	0.51	0.50
95	0.00	0.00	0.56	0.00	0.00

4. *Categoría de uso: perchado probable para las hembras activas*

4.1. Tipo de vegetación

En este caso, la categoría abarcó potencialmente 159.46 ha, de las cuales el 89.9, 1.1 y 8.9% del área fue ocupado por *P. jeffreyi*, *P. contorta* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 20).

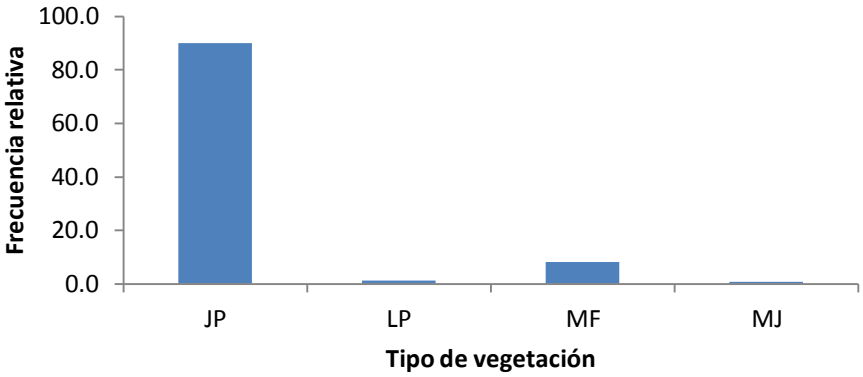


Figura 20. Tipo de vegetación en la categoría de uso parchado probable para hembras activas.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

4.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas en esta categoría ocupó el 100% del área con una cobertura del 25%; mientras que el arbustivo el 20.8 y 25% del área, con coberturas del 15 y 25%. Los sitios sin vegetación aparente, ocuparon el 17.9% del área con coberturas del 35 y 25% cada una; mientras que con un 25% del área, con coberturas del 45% (Tabla13).

Tabla 13. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para A. pallidus.

Cobertura (%)	Conífera	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	0.0	16.7	**53.6**	3.6
15	0.0	**20.8**	**28.6**	7.1
25	**100**.0	**25.0**	17.9	**17.9**
35	0.0	16.7	0.0	**17.9**
45	0.0	12.5	0.0	**25.0**
55	0.0	4.2	0.0	17.9
65	0.0	4.2	0.0	10.7
75	0.0	0.0	0.0	0.0
85	0.0	0.0	0.0	0.0
95	0.0	0.0	0.0	0.0

Myotis milleri

1.Categoría de uso: hábitat potencial

1.1. Tipo de vegetación

Se usó potencialmente de área 43,984.78 ha en esta categoría, de los cuales el 58.5% correspondió a los chaparrales, el 27.5% a *P. jeffreyi* y el 8.1% a coníferas mixtas (Fig. 21).

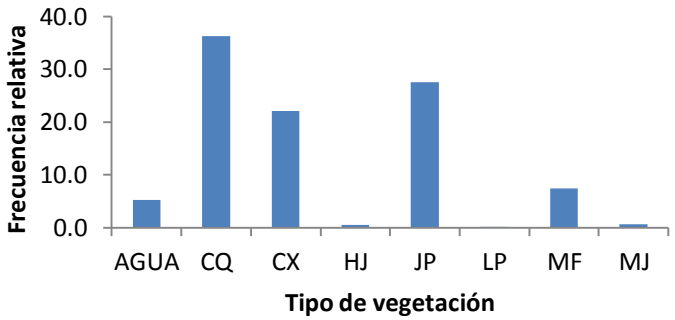


Figura 21. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

1.2. Forma de vida

Las coníferas ocuparon el 38.5 y 38%; el latifoliado 25 y 37%; las hierbas el 36.3 y 21.1% del área con coberturas del 5 y 15%, respectivamente. Por otra parte, el arbustivo ocupó el 18.5 y 18% con coberturas del 15 y 25%. Por último, las zonas sin vegetación aparente ocuparon el 19.6 y el 14.9% del área con coberturas del 5 y 15% (Tabla 14).

Tabla 14. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**38.5**	**25.0**	14.4	**36.3**	**19.6**
15	**38.0**	**37.0**	**18.5**	**21.1**	**14.9**
25	13.7	11.0	**18.0**	15.3	12.4
35	6.7	6.0	14.7	11.6	14.7
45	3.1	0.0	12.5	7.4	13.8
55	0.0	2.0	9.1	3.4	11.0
65	0.0	3.0	6.1	2.1	7.9
75	0.0	0.0	4.1	1.9	4.7
85	0.0	0.0	1.7	0.6	0.9
95	0.0	0.0	0.8	0.1	0.1

2. *Categoría de uso: unidades reproductivas potenciales*

2.1. Tipo de vegetación

Para esta categoría se usaron potencialmente 8,283.18 ha, donde el 57.5, 34.5 y 5% del área, correspondió a los chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 22).

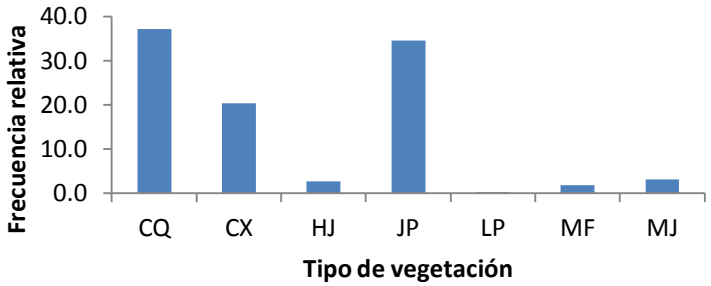


Figura 22. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

2.2. Forma de vida

Del área ocupada, las coníferas tuvieron el 37 y 37.6%; el latifoliado el 13.3 y 73.3%; el arbustivo el 17.5 y 19.6%; y las hierbas el 29.4 y 21.2%, con coberturas del 5 y 15%, respectivamente. Mientas que los sitios sin vegetación aparente, ocuparon el 17.5 y 15.2% del área con coberturas del 5 y 45% (Tabla 15).

Tabla 15. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**37.0**	**13.3**	**17.5**	**29.4**	**17.5**
15	**37.6**	**73.3**	**19.6**	**21.2**	11.9
25	16.6	6.7	16.3	16.4	14.5
35	7.2	0.0	13.3	13.4	14.5
45	1.7	0.0	12.5	8.9	**15.2**
55	0.0	0.0	9.2	3.7	11.9
65	0.0	6.7	5.8	2.6	8.6
75	0.0	0.0	4.2	2.6	5.6
85	0.0	0.0	1.7	1.5	0.4
95	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0

3. *Categoría de uso: perchado probable para la especie*

3.1. Tipo de vegetación

En esta categoría se emplearon potencialmente 455.86 ha, de las cuales el 37.5, 53.3 y 9.1% fueron ocupados por los chaparrales, *P. jeffreyi* y las coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 23).

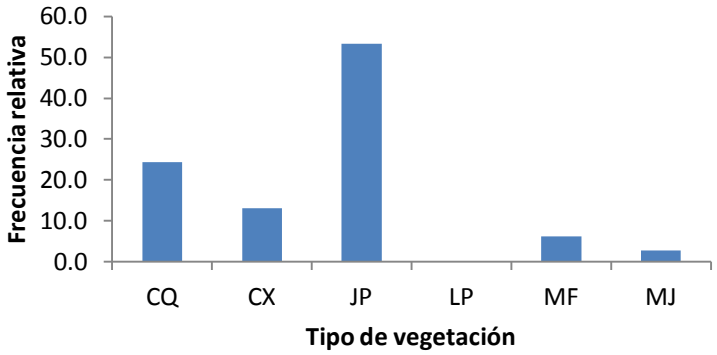


Figura 23. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

3.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas abarcó un 35.6 y 30.5%; el arbustivo un 19.3 y 22.9%; y las hierbas un 39.1 y 26.1%, con coberturas del 5 y 15%, respectivamente. El latifoliado un 50% con coberturas del 15 y 65% en ambos casos. Y para las zonas sin vegetación aparente, un 19% para coberturas con el 35 y 45% (Tabla 16).

Tabla 16. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**35.6**	0.0	**19.3**	**39.1**	10.3
15	**30.5**	**50.0**	**22.9**	**26.1**	13.8
25	15.3	0.0	14.7	16.5	12.9
35	11.0	0.0	11.0	8.7	**19.0**
45	7.6	0.0	12.8	4.3	**19.0**
55	0.0	0.0	7.3	2.6	12.9
65	0.0	**50.0**	7.3	0.9	8.6
75	0.0	0.0	2.8	1.7	3.4
85	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0
95	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

4. *Categoría de uso: perchado probable para las hembras activas*

4.1. Tipo de vegetación

Se emplearon potencialmente 344.12 ha del área total, de los cuales el 3.7, 83.8 y 12% correspondieron a los chaparrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 24).

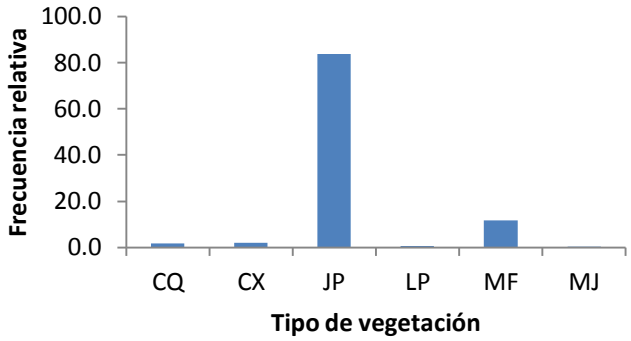


Figura 24. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para hembras activas.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

4.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas representó el 22.5 y 41.3% del área con coberturas del 5 y 25%. El arbustivo 17.6% para coberturas de 5, 25 y 35%; y con 18.9% con cobertura del 15%. El estrato de las hierbas uso el 50.6 y 27.8% del área con coberturas del 5 y 15%. En el caso de los sitios sin vegetación aparente, se empleó con el 22.8% para coberturas del 34 y 45% en ambos casos (Tabla 17).

Tabla 17. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. milleri.

Cobertura (%)	Conífera	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**22.5**	**17.6**	**50.6**	5.1
15	21.3	**18.9**	**27.8**	10.1
25	**41.3**	**17.6**	15.2	15.2
35	10.0	**17.6**	1.3	**22.8**
45	5.0	9.5	5.1	**22.8**
55	0.0	9.5	0.0	11.4
65	0.0	5.4	0.0	10.1
75	0.0	2.7	0.0	2.5
85	0.0	1.4	0.0	0.0
95	0.0	0.0	0.0	0.0

Myotis volans

1. *Categoría de uso: hábitat potencial*

1.1. Tipo de vegetación

En esta categoría se usaron 44,302.24 ha potencialmente, donde los chaparrales, matorrales, *P. jeffreyi* y coníferas mixtas, ocuparon el 58.1, 5.9, 27.3 y 8.1 % del área, respectivamente (Fig. 25).

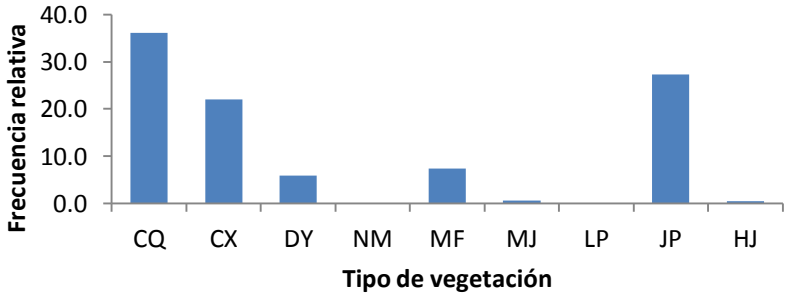


Figura 25. Tipo de vegetación en la categoría de uso hábitat potencial.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

1.2. Forma de vida

Las coníferas ocuparon el 38.4 y 38.1%; el latifoliado el 29.8 y 44%; el herbáceo 36.4 y 21.2%, con coberturas del 5 y 15%, respectivamente. El arbustivo 19.1 y 17.9% del área con coberturas del 15 y 25%. Y las zonas sin vegetación aparente el 19.4 y 14.7% con coberturas del 5, 15 y 35%, respectivamente (Tabla 18).

Tabla 18. Hábitat potencial: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**38.4**	**29.8**	14.3	**36.4**	**19.4**
15	**38.1**	**44.0**	**19.1**	**21.2**	**14.7**
25	13.7	13.1	**17.9**	15.2	12.2
35	6.7	7.1	14.8	11.7	**14.7**
45	3.1	0.0	12.4	7.4	13.7
55	0.0	2.4	9.0	3.4	11.1
65	0.0	3.6	6.1	2.1	8.2
75	0.0	0.0	4.0	1.9	5.0
85	0.0	0.0	1.7	0.6	0.9
95	0.0	0.0	0.8	0.1	0.1

2. *Categoría de uso: unidades reproductivas potenciales*

2.1. Tipo de vegetación

Se emplearon 28,024.34 ha potencialmente en esta categoría, donde los chaparrales, *P. jeffreyi* y las coníferas mixtas ocuparon el 52.53, 30.14 y 7.29% del área, respectivamente (Fig. 26).

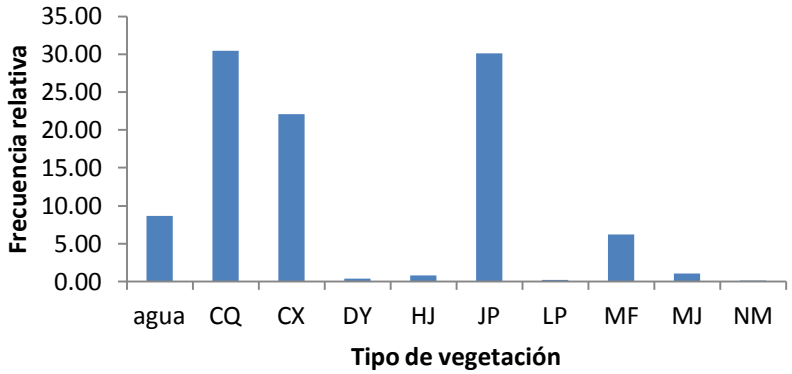


Figura 26. Tipo de vegetación en la categoría de uso unidades reproductivas probables.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

2.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas ocupó el 36.2 y 38.4; el latifoliado el 28 y 44; el arbustivo el 20.3 y 18.2; y el herbáceo el 32.4 y 20.9% del área ocupada con coberturas del 5 y 15%, respectivamente. Sin embargo las áreas sin vegetación aparente, tuvieron el 20.3 y 14.8% del área con coberturas del 5 y 35%, respectivamente (Tabla 19).

Tabla 19. Unidades reproductivas potenciales: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**36.2**	**28.0**	14.9	**32.4**	**20.3**
15	**38.4**	**44.0**	**20.3**	**20.9**	14.5
25	14.9	14.0	**18.2**	15.1	13.9
35	7.5	6.0	13.7	12.6	**14.8**
45	3.0	0.0	11.6	8.4	12.8
55	0.0	4.0	9.3	3.9	10.0
65	0.0	4.0	6.9	2.8	8.1
75	0.0	0.0	3.6	2.5	5.0
85	0.0	0.0	0.9	1.1	0.6
95	0.0	0.0	0.6	0.3	0.0

3. *Categoría de uso: perchado probable para la especie*

3.1. Tipo de vegetación

Se emplearon 21,092.84 ha en esta categoría de forma potencial, donde el 25.42, 57.36 y 16.98% del área ocupada, correspondió a los chaparrales, *P. jeffreyi* y las coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 27).

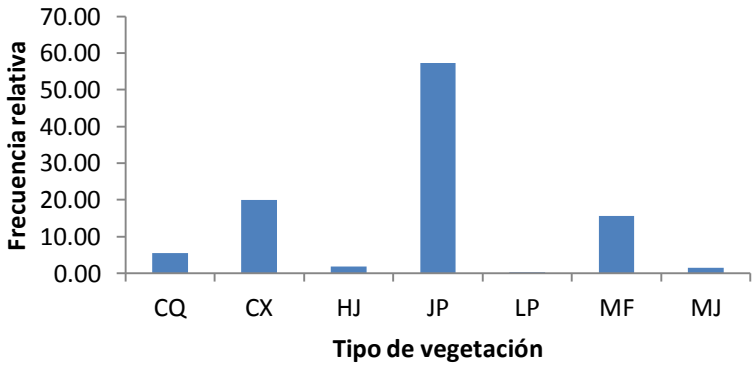


Figura 27. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para la especie.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

3.2. Forma de vida

El estrato de las coníferas ocupó el 34.6 y 38.8; el latifoliado 29.9 y 41.8; el herbáceo 38.9 y 21.3; y las zonas sin vegetación aparente el 23.8 y 15.5% del área, con coberturas del 5 y 15%. Para el caso del arbustivo fue el 18.5 y 19.5% del área con coberturas del 15 y 25% (Tabla 20).

Tabla 20. Perchado probable para la especie: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M.volans.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**34.6**	**29.9**	12.5	**38.9**	**23.8**
15	**38.8**	**41.8**	**18.5**	**21.3**	**15.5**
25	14.9	13.4	**19.5**	15.0	12.2
35	8.1	9.0	15.7	12.0	13.5
45	3.6	0.0	12.9	8.0	12.5
55	0.0	3.0	9.4	2.3	10.2
65	0.0	3.0	5.9	1.3	7.3
75	0.0	0.0	3.8	1.3	4.3
85	0.0	0.0	1.0	0.0	0.7
95	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0

4. *Categoría de uso: perchado probable para la hembras activas*

4.1. Tipo de vegetación

Se usaron potencialmente 2,232.45 ha del área, de las cuales 30.2, 63.4 y 6.1%, correspondieron a los chaparrales, *P. jeffreyi* y las coníferas mixtas, respectivamente (Fig. 28).

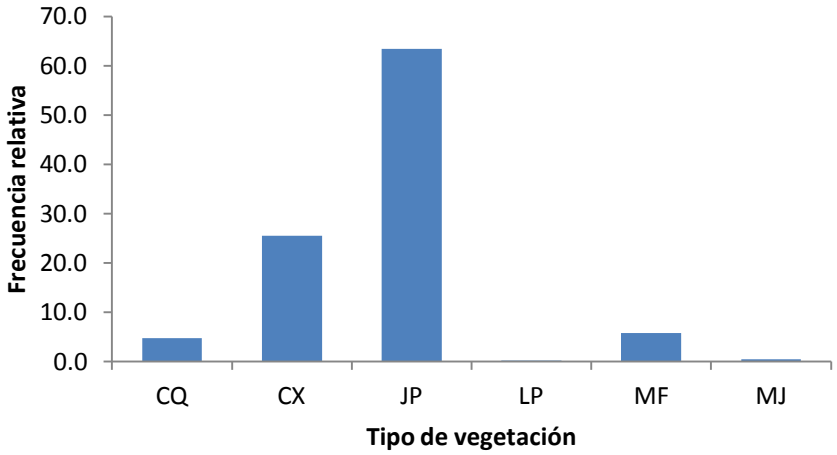


Figura 28. Tipo de vegetación en la categoría de uso perchado probable para hembras activas.
CQ, Chaparral mixto montaño bajo; CS, Encino-matorral; CX, Chaparral mixto montaño alto; DY, matorral mixto semidesértico; HJ, Praderas húmedas; JP, *Pinus jeffreyi*; LP, *P. contorta*; MF, Coníferas mixtas-abeto; MJ, Coníferas mixtas-*P. contorta;* NM, matorral mixto ribereño.

4.2. Forma de vida

Las coníferas emplearon el 36.6 y 37.1; el herbáceo el 40.5 y 21.6; las zonas sin vegetación aparente el 21.8 y 16.4% del área, con coberturas del 5 y 15%. Mientras que el arbustivo el 17.5 y 19% del área con coberturas del 25 y 35%, respectivamente (Tabla 21).

Tabla 21. Perchado probable para las hembras activas: porcentaje del área ocupada por forma de vida (cobertura) para M. volans.

Cobertura (%)	Conífera	Latifoliado	Arbustivo	Herbáceo	Sin vegetación aparente
5	**36.6**	**32.5**	10.9	**40.5**	**21.8**
15	**37.1**	**47.5**	16.1	**21.6**	**16.4**
25	15.2	10.0	**17.5**	14.4	11.6
35	8.5	5.0	**19.0**	12.6	15.1
45	2.7	0.0	13.7	7.7	14.2
55	0.0	5.0	10.9	2.3	10.2
65	0.0	0.0	6.2	0.5	5.8
75	0.0	0.0	4.3	0.5	4.0
85	0.0	0.0	0.9	0.0	0.9
95	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0

DESCRIPCIÓN DE HÁBITAT POTENCIAL POR CATEGORÍA DE USO POR ESPECIE

Como resultado del análisis diferenciado del uso de hábitat por medio de los mapas, se obtuvo lo siguiente por categoría por especie (el porcentaje se da con respecto al hábitat total por especie por categoría):

Hábitat potencial. Se observó que las cuatro especies usaron en un porcentaje mayor el chaparral (45-58%), *Pinusjeffreyi*(21-27%) y las coníferas mixtas (6-8%). En menor porcentaje el matorral (4-6%) por todas ellas excepto *Myotis milleri* el cual no presentó uso potencial en ese hábitat. Finalmente sólo para *Antrozous pallidus* los pastos y hierbas sí representaron un hábitat potencial (18%) (Anexo 4, Fig. 29).

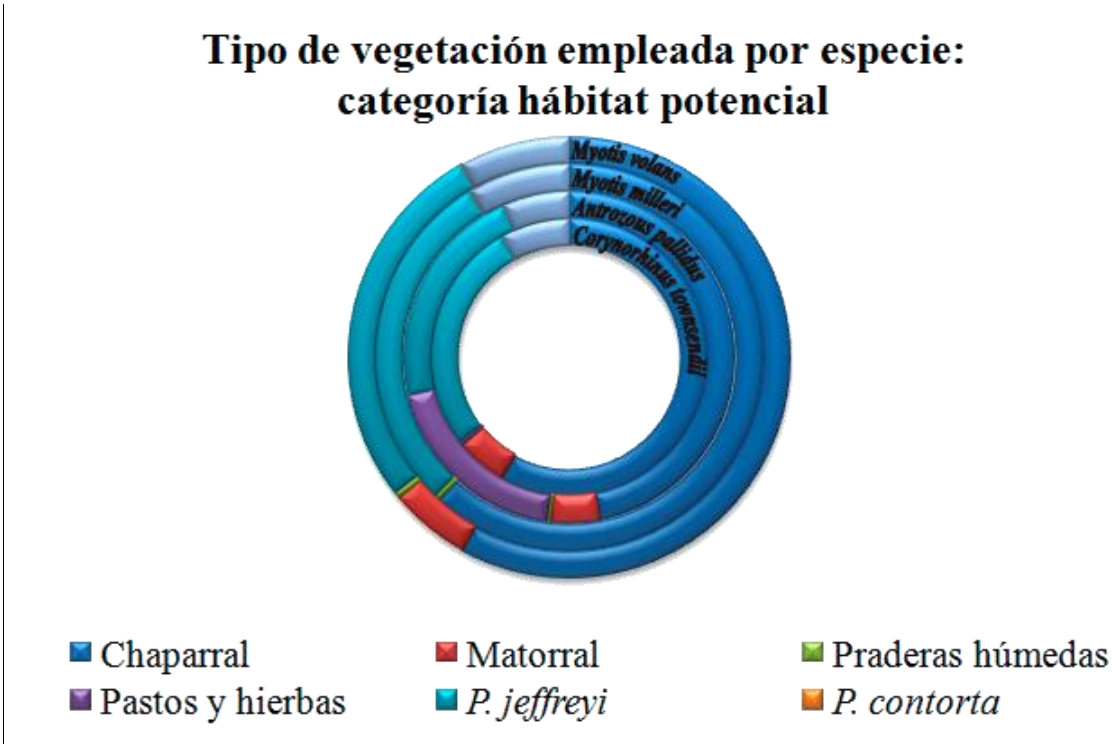


Figura 29. Tipo de vegetación empleada: categoría hábitat potencial.

Unidades reproductivas. Se obtuvo en esta categoría un mayor porcentaje de uso potencial en las cuatro especies para el chaparral (44-59%), *P.jeffreyi* (22-32%) y las coníferas mixtas (5-8%). El matorral no fue hábitat potencial para ninguna especie en este caso. Por último, sólo para *A. pallidus* los pastos y hierbas sí representaron un hábitat potencial (20%) (Anexo 4, Fig. 30).

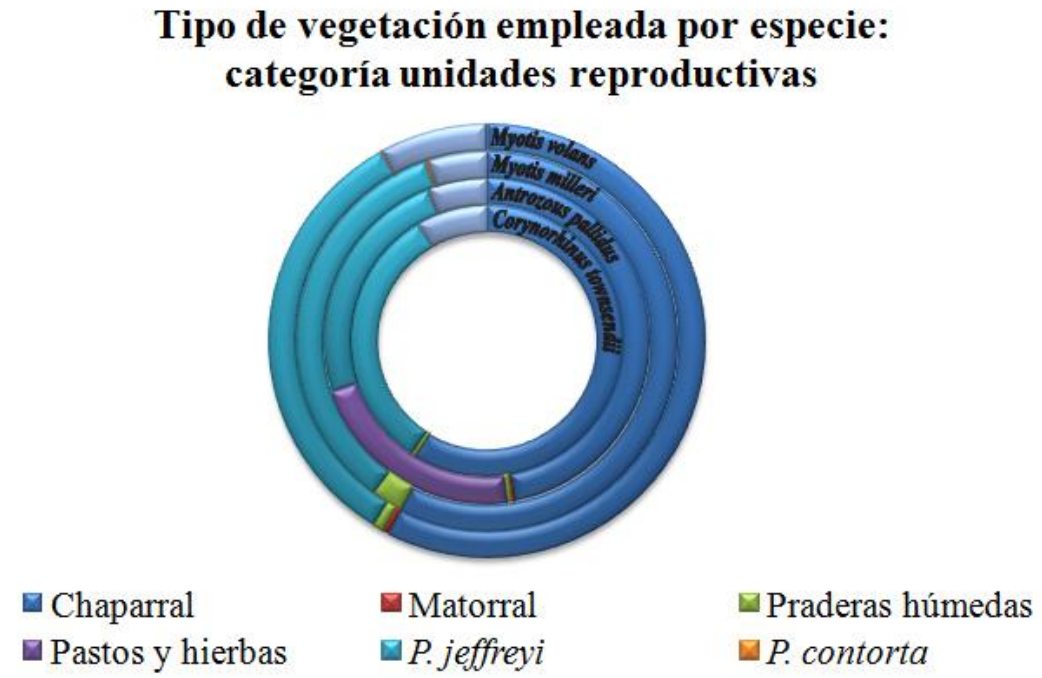


Figura 30. Tipo de vegetación empleada: categoría unidades reproductivas.

Perchado probable para la especie. En este caso se observó una mayor especialización de todas las especieshacia el uso de *P.jeffreyi* (51-66%), seguido del chaparral (23-39%) y las coníferas mixtas (9-17%) y ausentes todos los demás tipos de hábitat (Anexo 4, Fig. 31).

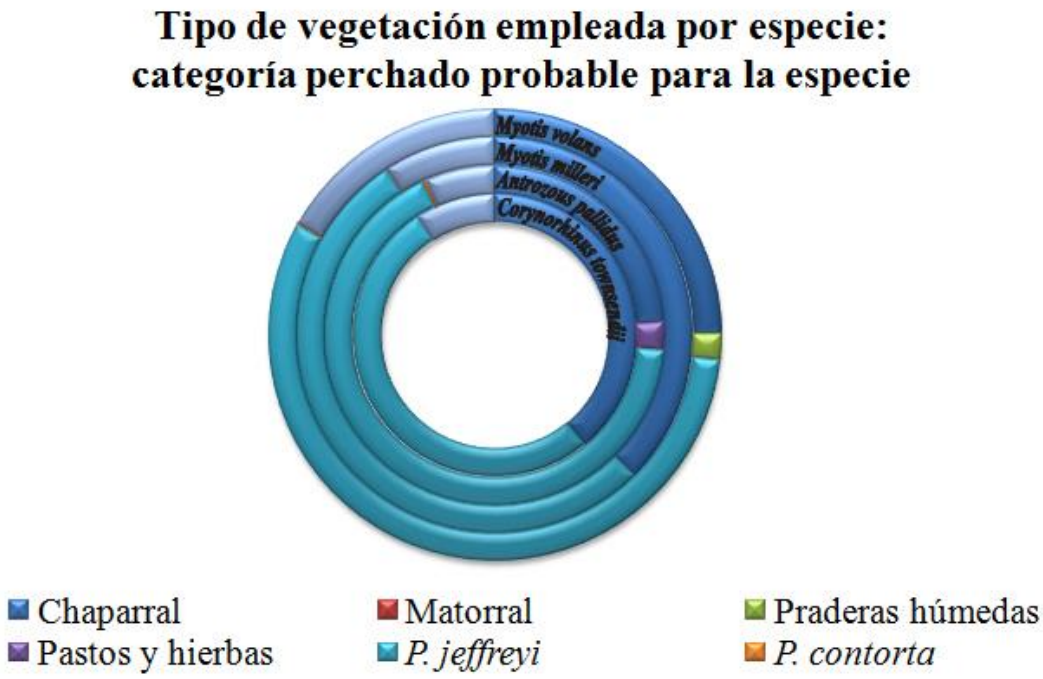


Figura 31. Tipo de vegetación empleada: categoría perchado probable para la especie.

Perchado probable para hembras activas. En el uso del hábitat para perchar por las hembras se notó claramente una preferencia por las cuatro especies por *P. jeffreyi*, sin embargo, hay mayor uso por *A. pallidus* y *M. milleri* (89-83%), respectivamente; seguido de *M. volans*y *C. townsendii* (63-54%), respectivamente. Así mismo para *C. townsendii* y *M. volans* los chaparrales representaron un hábitat potencial disponible (30-40%), respectivamente. Al final para todas las especies las coníferas mixtas fueron empleadas aunque en un porcentaje menor (6-12%) (Anexo 4, Fig. 32).

Figura 32. Tipo de vegetación empleada: categoría perchado probable para hembras activas.

ANÁLISIS DEL PAISAJE

Como resultado del análisis de composición y configuración a escala paisaje de los mapas resultantes se obtuvo lo siguiente por categoría de uso. Ver Anexo 5 y mapas de distribución.

Unidades reproductivas. Dentro de las unidades, para las especies *Corynorhinus townsendii*, *Antrozous pallidus* y *Myotis volans*, los parches se presentaron altamente conectados (Fig.33); fueron relativamente cercanos con respecto a su desplazamiento diario establecido en el modelo (Fig. 34 y 37), y eran medianamente agregados ya que presentaron un rango del 45-50% de contagio (Fig. 36). Algo importante de destacar es que para estas tres especies en particular, las unidades se extienden más allá de los límites del parque a todo lo largo de la franja este del polígono. Para *M. milleri*, por el contrario, no existió suficiente cercanía entre las unidades reproductivas al tomar en cuenta el desplazamiento diario establecido para esta especie en este modelo (Fig. 34 y 37). Sin embargo, dentro de cada una de ellas sí existió una alta conectividad entre parches (Fig. 33); presentó agrupamiento y complejidad media con un rango del 41% de contagio (Fig. 36) y las unidades sobresalen sólo un poco de los límites del polígono.

Perchado probable para la especie. En el caso de *C. townsendii*, *A. pallidus* y *M. milleri* el grado de conectividad entre los parches necesarios para perchar fue muy bajo (Fig. 33) y por tanto estaban muy aislados entre sí con respecto a su desplazamiento diario (Fig. 34). Sin embargo, éstos formaron grupos pequeños de parches aglomerados pues su grado de contagio fue de un rango entre 50-62% (Fig. 35 y 36). Para *M.volans* no ocurrió así, ya que el grado de conectividad fue alto (Fig. 33) y los parches se encontraron relativamente cercanos entre sí con respecto al desplazamiento diario de la especie (Fig. 34 y 36), con un contagio medio de 46%.

Perchado probable para hembras activas. Para todas las especies, los parches se encontraron sin conexión (Fig. 33), asilados entre sí (Fig. 34), pero altamente aglomerados en pequeños grupos (Fig. 35 y 36) con un rango de contagio entre 56-98%, siendo *A. pallidus* y *M. milleri* con mayor grado de agrupamiento entre parches del mismo tipo, 98 y 87%, respectivamente.

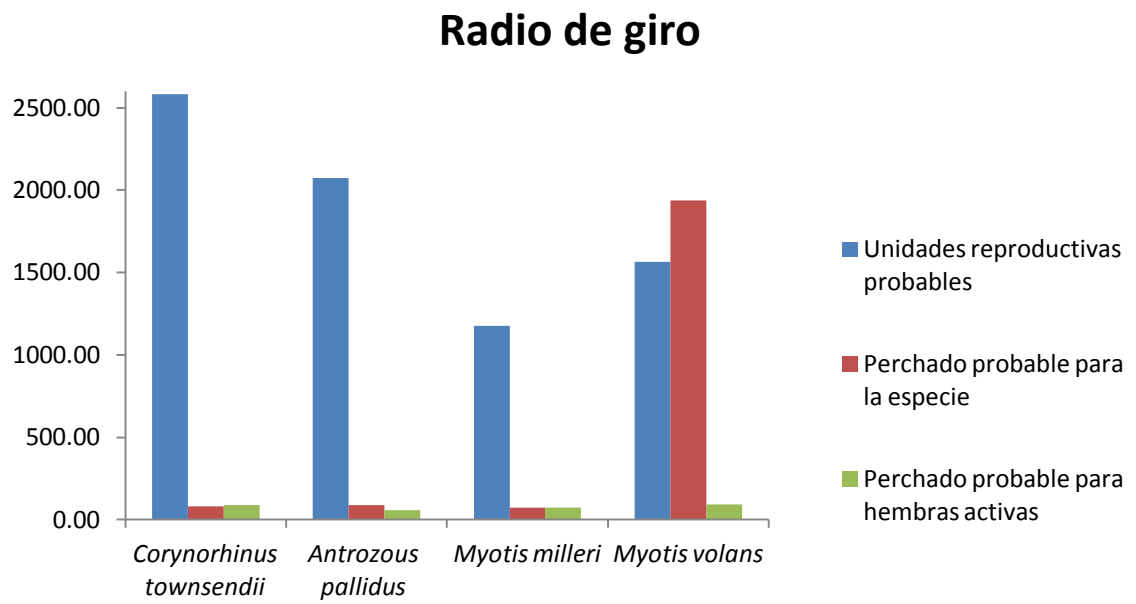


Figura 33. Radio de giro.

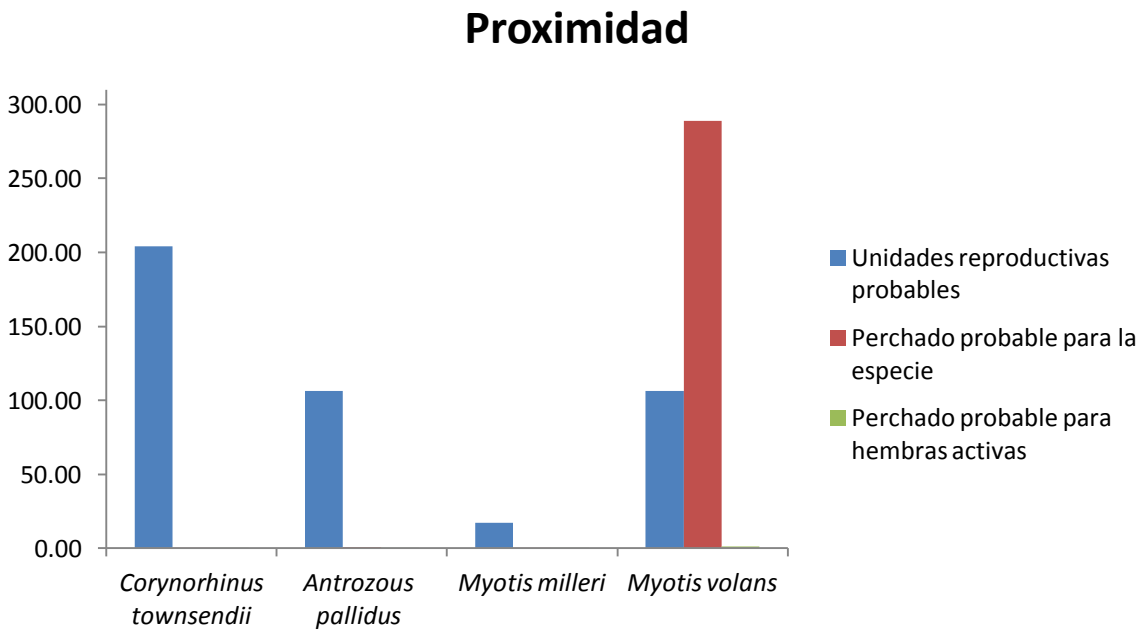


Figura 34. Proximidad.

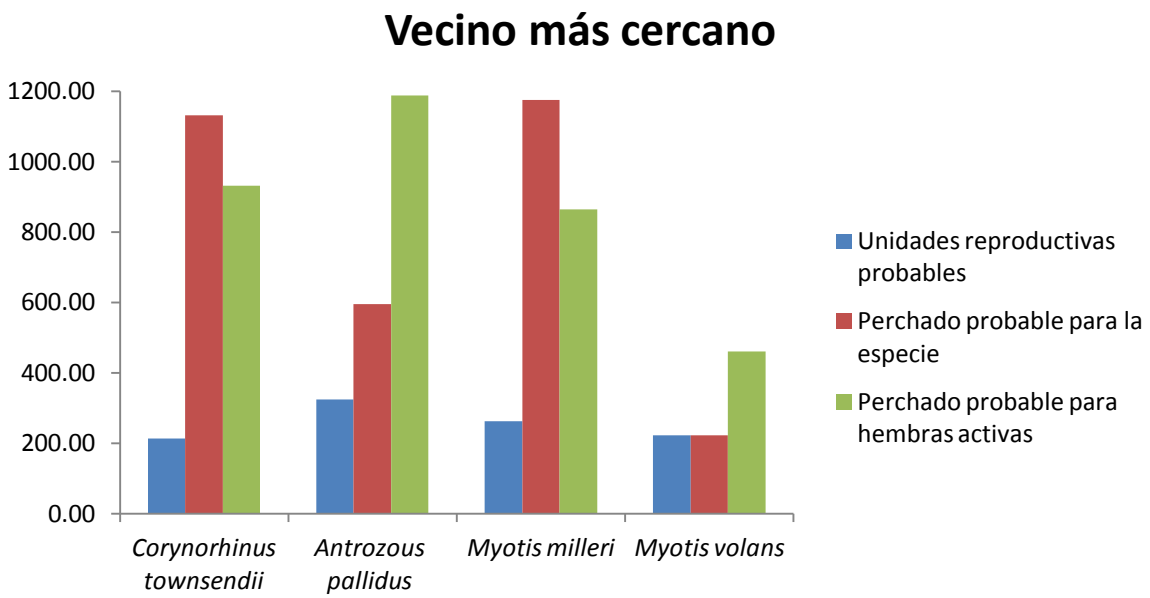


Figura 35. Vecino más cercano.

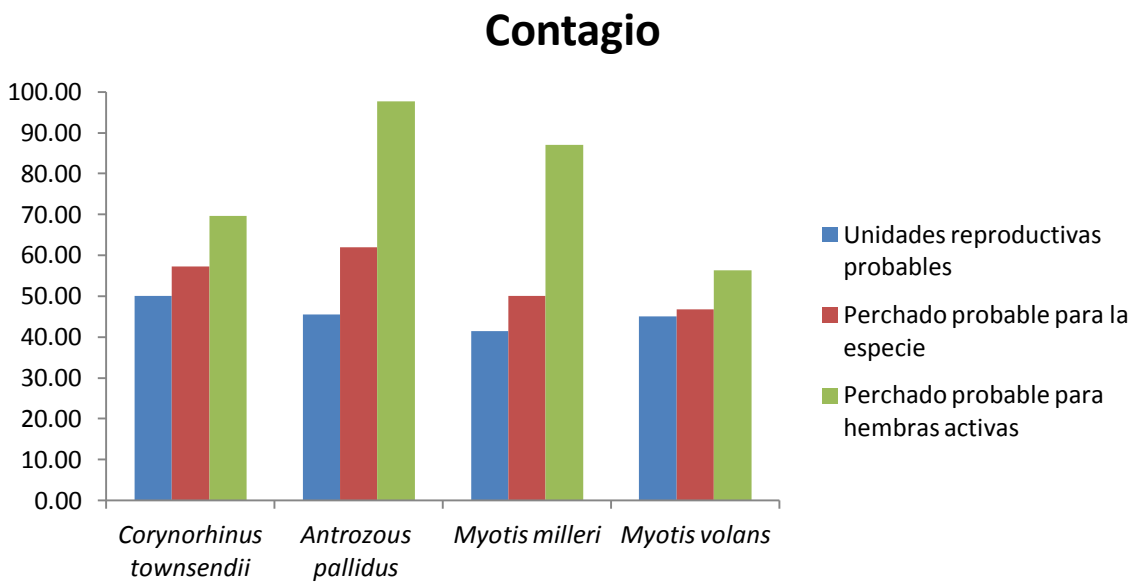


Figura 36. Contagio.

PRESIONES Y AMENAZAS

Se identificaron las presiones y amenazas dentro del PNSSPM, las zonas de principal impacto y la afectación directa a la comunidad de murciélagos y la estructura del hábitat (Tabla 22).

Tabla 22. Presiones y amenazas identificadas dentro del PNSSPM.

Presiones y amenazas	Zona principal de impacto	Afectación
Turismo recreativo	Vallecitos, caminos, senderos establecidos dentro del parque; sitios transitados sin permiso	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, zonas de reproducción, afectación en movimientos y desplazamiento de especies en el paisaje.
Incendios forestales	Dentro y zona de amortiguamiento del parque	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, zonas de reproducción, afectación en movimientos y desplazamiento de especies en el paisaje, composición y accecibilidad de presas.
Ganadería	La Grulla-Encantada, Vallecitos, La Tasajera	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, abundancia, composición y accecibilidad de presas.

Tabla 22. Continuación…

Presiones y amenazas	Zona principal de impacto	Afectación
Tala	Zona del cóndor	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, zonas de reproducción.
Patógenos	Árboles con DBH > 50 cm, principalmente en *Pinus jeffreyi*, abetos y *P. lambertina*.	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, zonas de reproducción composición y accecibilidad de presas.
Turbinas eólicas	Zona norte de amortiguamiento del parque y conexión con Sierra Juárez	Cambio en estructura vertical y horizontal de la vegetación, sitios de perchado y forrajeo, afectación en movimientos y desplazamiento de especies en el paisaje, cambio en comunidad de murciélagos y mortalidad de especies.

RECOMENDACIONES

ESTRATEGIAS DE MANEJO

Tabla 23. Estrategias de manejo para la conservación de la comunidad de murciélagos del PNSSPM.

Tema	Subtema	Recomendación	Prioridad	Justificación
Incendios forestales	Manejo controlado de incendios.	1. Elaborar un inventario de incendios dentro y en zona de influencia del parque, en un SIG, donde se detalle la fecha, localización y extensión del fuego. 2. Seguir con la política de manejo de incendios de régimen natural. 3. Ya que los incendios afectan principalmente a los estratos bajos del bosque, realizar estudios sobre el acumulamiento de combustible en los distintos tipos de coberturas y realizar su SIG correspondiente.	Corto-mediano	Los incendios pueden tener un impacto tanto positivo como negativo en las comunidades de murciélagos al hacer más accesibles o destruir sus hábitats.
Ganadería	Manejo de pastoreo extensivo.	1. Realizar un inventario de las cabezas de ganado principalmente en las zonas reconocidas como unidades reproductivas (Vallecitos, La Grulla-Encantada, Santa Rosa) por temporada seca y húmeda al año. 2. Establecer las rutas y sitios de mayor uso ganadero por medio de un SIG. 3. Realizar estudios por medio del parque o universidades del estado para determinar el impacto ganadero sobre la estructura vegetal, el excremento generado y la compactación de suelo (mayormente en época de sequias).	Corto	Se tiene poca información dentro del parque del impacto ganadero en los procesos, funciones, bienes y servicios dentro del parque, como la compactación de suelo, falta de infiltración de agua en los mantos acuíferos, etc. No se sabe nada del impacto en el cambio de la estructura vegetal relacionado con el perchado y forrajeo de las especies de murciélagos dentro del parque.
Tala	Manejo de árboles vivos y/o muertos.	1. Evitar el uso y tala de árboles muertos (de pie o derribados) y vivos potenciales para el perchado de las especies con DBH entre los 12-38 y >60 cm de diámetro.	Corto	Los árboles son unas de las estructuras más importantes para el perchado y formación de sitios de maternidad en las especies. Ya que presentan un alto grado de fidelidad tanto a los árboles como a los sitios de perchado y también los emplean como referencias espaciales para sus desplazamientos. No sólo son importantes para las comunidades de murciélagos, sino para otros tipos de fauna silvestre.

Tabla 23. Continuación…

Tema	Subtema	Recomendación	Prioridad	Justificación
Patógenos	Manejo de árboles infectados y comunidades de insectos patógenos.	1. Realizar estudios siguiendo el trabajo realizado por Maloney y Rizzo (2002), para establecer los requerimientos forestales de los insectos patógenos del parque. 2. Establecer las zonas infectadas o de afectación probable (varias escalas) por patógenos, por medio de estudios espaciales entre la relación del hospedero y patógeno. Realizar su SIG correspondiente. 3. Establecer por medio de un análisis de excretas de murciélagos las especies de insectos ingeridas, para determinar el impacto sobre el control de plagas que pudiesen realizar dentro del parque.	Mediano-Largo	Los insectos patógenos pueden causar la muerte y por tanto, cambio de la estructura de árboles potenciales para el perchado de los murciélagos, pero pueden ser controlados por las especies que se alimentan de ellos.
Turbinas eólicas		1. Evaluar el impacto de las turbinas eólicas sobre las comunidades de murciélagos (dentro y en zona de influencia del parque) a través de un contexto paisajístico y de muestreo en campo, entre la conexión del PNSSPM y el Parque Nacional Constitución 1857 en ambas sierras.	Corto-mediano	Los movimientos de las especies de murciélagos no se restringen a límites antropogénicos, pues pueden moverse grandes distancias en un solo día. A pesar de tener fidelidad a sitios de perchado y forrajeo, no se sabe en la sierra cómo usan los hábitats en las distintas temporadas del año, por lo que podrían encontrarse sitios de reproducción e hibernación en los alrededores de los parques y no ser tomados en cuenta para la conservación de las mismas.
Estructura vegetación	Actualización de SIG existente dentro del parque.	1. Realizar estudios sobre la estructura vertical de los diferentes tipos de vegetación tomando, cobertura, altura y área basal de los estratos bajo, medio y alto (herbáceo, arbustivo y árboles) a una escala de digitalización no mayor de. 2. Detallar la digitalización a una escala no mayor de 1:10 000 de los parches por tipo de vegetación. 3. Mantener la diversidad de parches dentro del parque como sistema heterogéneo. 4. Evitar la formación de nuevos senderos y caminos dentro del parque, en zonas de prioridad para la comunidad de murciélagos.	Mediano Mediano Inmediato	En este trabajo se dio énfasis de que los murciélagos usan su hábitat tanto a escalas finas, como gruesas; y vertical como horizontal. Por lo que, el mantenimiento de la diversidad y complejidad de la vegetación es esencial para su conservación dentro del parque.

Tabla 23. Continuación…

Tema	Subtema	Recomendación	Prioridad	Justificación
Poblaciones de murciélagos	Estudios poblacionales	1. Desarrollar estudios poblacionales en las especies sugeridas, principalmente en *Myotis milleri*, *Corynorhinus townsendii* y *Antrozous pallidus*, dentro y en la zona de influencia del área de estudio. Hacer un reporte incluyendo SIG. 2. Obtener muestras de excretas y realizar análisis de la identificación de insectos consumidos por cada especie, señalando temporada y localización. Hacer un reporte incluyendo SIG.	Corto	No se sabe nada sobre las características poblacionales de las especies dentro del parque, y representa la información base para el manejo integrado de éstas.
Comunidades de murciélagos	Estudios de comunidades	1. Confirmar los modelos de distribución probable de la comunidad para todas las categorías de uso recomendadas, principalmente para las especies *Myotis milleri*, *Corynorhinus townsendii* y *Antrozous pallidus*. 2. Establecer los requerimientos específicos en estructura vertical (estratos) y horizontal (tipos de coberturas) de perchado y forrajeo de cada especie y obtener rangos hogareños por sexo, edad y condición reproductiva de cada una dentro y en zona de amortiguamiento. Hacer un reporte incluyendo SIG. 3. Desarrollar estudios sobre el monitoreo de movimientos de las especies durante la época de inactividad y actividad reproductiva dentro y en zona de amortiguamiento. Hacer un reporte incluyendo SIG. 4. Desarrollar estudios sobre el monitoreo de movimientos de las especies durante la época de invierno, por medio de marcación, identificación por vocalizaciones y radiotelemetría dentro y en zona de amortiguamiento. Hacer un reporte incluyendo SIG. 5. Establecer sitios de hibernación si se determinan por medio del análisis de rangos hogareños de cada especie dentro y en zona de amortiguamiento. Hacer un reporte incluyendo SIG. 6. Definir zonas de mayor actividad de murciélagos dentro y en zona de amortiguamiento. Hacer un reporte incluyendo SIG. 7. Desarrollar estudios que generen información sobre los requerimientos de éstas especies en perchado en rocas y en las minas establecidas en la zona de amortiguamiento del parque. 8. Realizar escenarios sobre los impactos de las presiones-amenazas del parque señaladas en este trabajo en relación con la distribución potencial de las especies dentro y en zona de amortiguamiento del parque. Hacer un reporte incluyendo SIG.	Corto	Ante la falta de información poblacional de las especies, el aproximamiento de comunidades es una alternativa para el estudio de las especies, sin embargo, deben tomarse en cuenta los datos poblacionales para un mejor manejo y conservación de ellas. Ayudar en el mejor manejo del parque ante cambios causados por las presiones-amenazas.

Tabla 23. Continuación…

Tema	Subtema	Recomendación	Prioridad	Justificación
Muestreo	Forrajeo y perchado	1. Se recomienda realizar estudios con aparatos de recolección de datos por identificación vocal de acuerdo con las características de cada especie, pues cada uno presenta ventajas y desventajas en la identificación específica de ciertas especies, por los distintos tipos de vocalizaciones que muestran: perchado, caza, localización, comunitarios, etc. (ej. O'Farrell, M. J., y W. L. Gannon. 1999. A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. Journal of Mammalogy 24–30). 2. Se sugiere el uso complementario de identificación vocal, presencial en redes de niebla y por radiotelemetría de las especies dentro del parque. 3. Al hacer uso diferenciado también en la escala vertical, se propone como ejemplo a los autores Adams et al. 2009, para estudios futuros.		Se puede inferir la ausencia de alguna especie por la falta de alcance que presente el material empleado.
Generales		1. Se recomienda que los esfuerzos de manejo de los hábitats de los murciélagos consideren las escalas a nivel mínimo de parche funcional, área de desplazamiento diario y máximo entre distintas categorías, sexo, edad y condición reproductiva; así como escala paisaje.		Los mayores impactos de manejo sobre las especies se hacen a escalas finas, sin embargo, a la escala paisaje pueden verse afectadas negativamente por la fragmentación de los paisajes, por lo que debe permanecer como una prioridad al igual que las escalas menores.

DISCUSIÓN

Una de las grandes diferencias que se observaron en los estudios revisados en este trabajo relacionados con la distribución de los murciélagos, los factores que la alteran y su modelación; fueron los distintos enfoques para establecer los criterios de recolección y análisis de los datos de campo, así como el análisis para obtener los datos tras llevar a cabo la modelación, más no en realizar un diseño de muestreo con base a los requerimientos específicos de o las especies de murciélagos estudiadas.

Ejemplo de ello fue que en su mayoría, se enfocaron principalmente en seleccionar especies abundantes y/o más conocidas o las que se encuentran ya dentro del área de estudio (ej. Fenton et al. 1992), si se encuentran bajo alguna categoría de interés en alguna norma dentro del país o internacional (ej. Driessche et al 2000), o se llevaba a cabo un estudio de la(s) especie(s) debido a necesidades inherentes del área de estudio por alguna amenaza o presión en el cambio de suelo, por ende de la estructura del paisaje y el impacto de esto en la estructura de las comunidades de las especies (ej. Couoh-de la Garza 2005; Mena 2010). En general, se llevaron a cabo en zonas tropicales, más que en las templadas; con especies nectarívoras y/o frugívoras, por lo que existieron algunos estudios que hablaron sobre murciélagos insectívoros y sus hábitats.

Otros de los acercamientos para llevar a cabo la compilación de información sobre las especies de murciélagos, fueron los propiamente realizados con interés en el impacto directo de la estructura de la vegetación en la composición y abundancia de las especies (ej. Meyer y Kalko 2008; Estrada et al. 2010), los requerimientos del paisaje específicos de alguna o varias de ellas de acuerdo a su estado reproductivo, edad y estacionalidad para forrajear (ej. Johnson et al. 2007) o perchar (ej. Waldien et al. 2000; Rancourt et al. 2005; Baker y Lacki 2006; Perry et al. 2008). Es decir, que primeramente se llevaba a cabo un estudio tradicional, el cual constaba de la recolección de datos de las especies por medio del método al azar, con redes de neblina y detectores acústicos localizados en distintos tipos de coberturas de vegetación (a nivel del suelo) sin un previo método de muestreo de unidades de paisaje o de zonas potenciales de actividad y distribución de las especies que guiara los esfuerzos de colección de datos. Esto implicaba que posteriormente se realizara un análisis arbitrario de las variables de la estructura del paisaje,

tomando en cuenta casi siempre sólo métricas de configuración como tamaño, forma y número de parche (ej. Gorrensen y Willig 2004), dentro de zonas de amortiguamiento sin escala justificada referente a la especie (ej. Gorrensen y Willig 2004; Ford et al. 2006) para inferir después los datos obtenidos del paisaje. Por ello, se redujo la facultad de tratar de obtener los componentes importantes de acuerdo a cómo la especie percibe, utiliza y visualiza su hábitat.

Sin embargo, cabe mencionar que fueron muy pocos los trabajos que se destacaron por comparar y marcar la diferencia entre la modelación de mapas generados, tras implicar los rangos hogareños o movimientos diarios de las especies junto con sus requerimientos de paisaje (los cuales pueden variar dependiendo de la especie, la región y su contexto, así como el tipo de cobertura y estructura de la vegetación; su condición reproductiva y temporalidad) (Yates y Muzika 2006; Arnett y Hayes 2007; Perry et al. 2008; Lacki et al. 2010; Rainho y Palmeirim 2011); proponiendo al final estrategias para el manejo de los murciélagos y su hábitat.

También hubo algunas investigaciones que sí seleccionaron a las especies de acuerdo con un agrupamiento gremial y cómo la estructura de la vegetación (Kalko y Hndley 2001; Kilngbeil y Willig 2009) influye en la estratificación vertical de los murciélagos en zonas con actividades de tala (Hayes y Gruver 2000; Adams et al. 2009). Este aspecto no ha sido muy explorado, pero es muy importante, ya que también se ha demostrado que existe una temporalidad en dicha fluctuación (Hayes y Gruver 2000), por lo que en todas las investigaciones previamente comentadas, el análisis espacial es incompleto al sólo tomar en cuenta los movimientos de desplazamiento horizontal que tienen los murciélagos dentro de su hábitat, pero no se había puesto énfasis en los cambios en la estructura vertical de la vegetación, ya que tiene repercute directamente en la disponibilidad y accesibilidad de presas (Rainho et al. 2010), en la selección de sitios de forrajeo y perchado por el grado de complejidad de los doseles de los estratos bajos, medios y altos (Adams et al. 2009).

Cabe mencionar que ninguno de los casos antes mencionados, se llevó a cabo en hábitats heterogéneos, como nuestra área de estudio, pues siempre se asumió indistintamente que eran sitios fragmentados o se concluía al final del estudio que lo era, por algún tipo de actividad

antropogénica o por la interpretación de la configuración del paisaje. Situación que es una condición natural en la SSPM.

Por lo anterior, el análisis realizado en este trabajo bajo los criterios antes mencionados y el uso de métricas del paisaje, muestra que éste no sólo era heterogéneo en su composición y configuración horizontal al contar con distintos tipos y cantidad de coberturas de vegetación, sino también en la estructura vertical que se constituye de estrato bajo (herbáceo y/o arbustivo) y alto (árboles). Así como el posible uso diferenciado por las especies dependiendo de la actividad que realicen y el cómo lo emplean. Es por eso que se destaca la integración de los procesos y funciones que se pueden ver afectados por el cambio en la estructura tanto de los murciélagos, como de su hábitat; pues cambiaría las comunidades de insectos del PNSSPM e incrementaría los posibles patógenos que atacan los troncos de árboles maduros del área al no ser controlados por comunidades conservadas de murciélagos (Maloney y Rizzo 2002).

Esto también puede tener alcances en la recarga de combustible en el suelo para la generación de incendios forestales y tener un impacto directo tanto positivo (al formar más sitios de perchado y forrajeo posibles, por el aumento en la disponibilidad y accesibilidad de las comunidades de insectos (Swengel 2002; Lacki et al. 2009) y árboles para las especies de murciélagos); o negativos (al destruir unidades reproductivas y zonas de forrajeo y perchado importantes) (Brigham et al 1997a; Kalcounis y Brigham 1998;Erickson y West 2003; Sleep y Brigham 2003; Rainho et al. 2010).

Además al emplear distintas escalas o categorías de uso por especie, se pudo identificar el uso diferenciado del hábitat, donde se notó que escalas más pequeñas indicaban el uso particular de un determinado tipo de cobertura para sitios de perchado (principalmente *Pinus jeffreyi*, seguido de las coníferas mixtas); y para escalas mayores, el uso de más tipos de cobertura en las zonas de forrajeo (chaparral, seguido de *P. jeffreyi* y finalmente de las coníferas mixtas) (Jaberg y Guisan 2001; Gorrensen et al. 2005; Perry et al. 2009; Rainho y Palmeirim 2011).

A través de las métricas del paisaje se pudo analizar la composición y configuración del paisaje de acuerdo a la percepción de cada especie dependiendo de la categoría de uso. Por lo cual, se

describe que para las especies *C. townsendii*, *A. pallidus* y *M. milleri*, el paisaje en general tiene un alto grado de conectividad entre los distintos parches de los tipos de cobertura (hábitat potencial). Sin embargo, al analizar éstos en las categorías de unidades reproductivas y perchado probable para hembras activas, los parches más funcionales para el perchado en estado reproductivo, se localizan aglomerados, pero muy distantes entre sí. Lo cual refiere a que hace falta tener la información del SIG a mayor detalle, para determinar en un análisis con métricas a escala de clase (tipo de cobertura) si las distancias entre los parches del mismo tipo, se encuentran dentro de los rangos diarios de desplazamiento de las especies (Rainho y Palmeirim 2011; Yates y Muzica 2006). Lo que a su vez, ayudaría a establecer estrategias para la conservación de los grupos de parches de tamaño, densidad, distancia y DBH apropiados para el establecimiento de las especies principalmente en estado reproductivo y así determinar las zonas de mayor prioridad de conservación y manejo (Rainho y Palmeirim 2011) ante las presiones y amenazas del parque.

Es importante destacar, que el uso de distintas métricas ayudaría a relacionar la función de los parches con el uso del hábitat de los murciélagos a escala paisaje y clase (tipo de cobertura), al integrar las de tipo configurativa (ej. radio de giro, contagio), para establecer el grado de complejidad que emplea cada especie dependiendo de sus requerimientos específicos (Yates y Muzica 2006).

Fue interesante notar que las zonas reproductivas de las cuatro especies se sobreponen entre sí, principalmente en la zona del polígono del observatorio, Vallecitos y de la Grulla-la Encantada. No obstante, de acuerdo con lo revisado en la literatura, pudiese existir mayor probabilidad de que las zonas de la Grulla y la Encantada sean zonas de maternidad, pues se encuentran a una altitud menor con cuerpos de agua más cercanos, por lo tanto, serían áreas más idóneas para el establecimiento y hallazgo de hembras preñadas y/o lactantes en estas áreas (ej. Barclay 1991; Waldien et al. 2000; Waldien y Hayes 2001; Baker y Lacki 2006; Boyles y Aubrey 2006; Solick y Barclay 2006; Arnett y Hayes 2007; Johnson et al. 2007; Nixon et al. 2009; Lacki et al. 2010; Klug et al. 2012). No obstante, la especie *M. milleri* describió un hábitat muy restringida y especialista, por lo que cambios drásticos en la estructura del paisaje dentro de estas áreas podría tener consecuencias que afecten a corto plazo a su población. En caso de impacto intermedio es

para las especies *C. townsendii* y *A. pallidus*, que a pesar de tener hábitats más amplios, sus sitios potenciales de perchado de hembras activas son muy lejanos y muy aglomerados. También se debe considerar que las minas cercanas al parque son un foco importante para la conservación de las especies, por lo que se sugiere incluir el impacto del contexto (Arnett y Hayes 2009) fuera del parque como parte de las estrategias de manejo.

También se debe tomar en consideración que en estas zonas, existe el mayor impacto ganadero dentro del parque, lo cual tendría repercusiones muy grandes en los sitios de forrajeo y perchado de las especies que coincidan con las rutas establecidas dentro y en la zona de amortiguamiento, en especial en las áreas de Vallecitos, La Grulla-Encantada. Este impacto cual puede ser positivo (al disminuir la densidad y altura de hierbas y arbustos para un mejor forrajeo de especies como *A. pallidus, M. milleri* y *M. volans* que se alimentan también de insectos del suelo), como negativo (ya que en las épocas de sequía incrementan la compactación de suelos por el pastoreo de ganado, teniendo como causa la menor infiltración de agua a los mantos acuíferos del PNSSPM, que es una de las características que también se tomaron en cuenta para la formación de la ANP). El excremento del ganado podría tener un impacto positivo en la comunidad de insectos de los cuales se alimenta *C. townsendii* y *M. volans* (Whitaker et al. 1977; Kunz y Martin 1982; Rainho et al. 2010), para lo cual se recomendaría hacer estudios poblacionales tanto de insectos como de los murciélagos para notar estas fluctuaciones espacio-temporales y evitar competencia interespecífica tanto para los insectos como de los murciélagos.

Se refirió dentro del Programa de Conservación y Manejo del PNSSPM, que la especie endémica *M. milleri*, es de preocupación especial en el tipo de hábitat en que se encuentra, pues hipotéticamente se especulaba que sólo utilizaban árboles maduros para perchar (Mellink 1991; CONANP 2006). Sin embargo, tras el análisis de información, se pudo establecer que también pueden llegar a usar árboles de menor DBH de acuerdo con sus requerimientos de hábitat (Waldien et al. 2001; Rancourt et al. 2005). Por lo que, se deben establecer estrategias de manejo específicas para la regulación de incendios controlados, la tala furtiva y la ganadería que impacta el reclutamiento de árboles jóvenes en el estrato bajo y para árboles maduros. Por lo que se recomienda tener precaución principalmente en conservar las densidades y mantenimiento de los

árboles con DBH entre los 12-38 y > 60 cm, ya que son los requerimientos reportados en este trabajo de acuerdo a lo establecido en los criterios de selección de las especies.

Los datos que aquí se obtuvieron y la información que se menciona, puede ayudar a generar escenarios en los cuales se vea cómo afectan las presiones y amenazas que presenta el parque (incendios, patógenos, ganadería, turismo, tala furtiva), en relación con la estructura de la comunidad de los murciélagos dentro del PNSSPM.

Debido a que no se consideraron la distancia máxima que puede recorrer un organismo al día por especie, se debe tener precaución en la inferencia de los datos en otros sitios, pero es trascendente observar que se tienen en cuenta la ejecución de los proyectos de parques eólicos cercanos al Parque Nacional Constitución de 1857 y el autorizado dentro de los límites de la zona de amortiguamiento del PNSSPM, por lo que el contexto paisajístico debe considerarse en la conexión de las sierras y del mantenimiento de la diversidad de las especies dentro de ambos parque, por lo que la evaluación del impacto de las turbinas sobre las comunidades de murciélagos que comparten las dos sierras y el mantenimiento de la diversidad de ambas ANP's debe tener una prioridad a corto plazo.

Con esta aproximación, se identificaron especies indicadoras del estado de conservación (Fenton el al. 1992; Estrada et al. 1993; Medellín et al. 2000; Estrada y Coates-Estrada) del parque referentes a los cambios en la distribución de alguna de ellas (principalmente de *Myotis milleri*, seguido de *Corynorhinus townsendii* y *Antrozous pallidus*). De igual manera dichas especies de murciélagos pueden contribuir al diseño de estrategias para el mantenimiento de la estructura de los hábitats donde se distribuyen. Ya que la presencia y actividad de ellas en los sitios establecidos como idóneos por su estructura horizontal y vertical dentro del parque, pueden ayudar a continuar conservando los principales procesos, funciones, bienes y servicios que realiza el ANP dentro del estado.

CONCLUSIONES

En este trabajo se definieron los criterios de selección de especies para la elaboración de los mapas de distribución de las especies, los cuales tomaron en cuenta los requerimientos de hábitat de las especies (perchado, forrajeo, sensibilidad al cambio de paisaje, tipo y estructura de la vegetación que emplean en la escala vertical y horizontal, así como los movimientos de desplazamiento diarios de las especies); el gremio en el que se clasifica cada una de ellas y la categoría de riesgo de acuerdo con la NOM 059.

Las especies de murciélagos: 1) *Corynorhinustownsendii*, 2) *Antrozous pallidus*, 3) *Myotis milleri* y 4) *M. volans*; fueron seleccionadas a partir de los criterios propuestos, pues con ellas se abarcaban la mayoría de los hábitats y estructuras de la zona, como mejor estrategia para conservar la comunidad de murciélagos y el paisaje del PNSSPM.

A través del análisis de los requerimientos de hábitat de las especies, se logró obtener los mapas de distribución potencial e igualmente una guía de campo con la información más importante para la ubicación de las zonas prioritarias y distribuciones posibles de cada una. Se destaca a *M. milleri* (seguida de *C.townsendii* y *A. pallidus*) como las especies con mayor riesgo ante las presiones y amenazas dentro del parque, debido a sus necesidades de hábitat más especialistas. *M. volans* a pesar de considerarse en la literatura como una especie más especialista por sus requerimientos de hábitat, el modelo especificó no estar en riesgo como las demás especies.

El presente estudio sirve como base para el diseño de muestreos y estudio específico de los requerimientos de la comunidad de murciélagos dentro del PNSSPM, así como la corroboración de dichas distribuciones y le identificación de las amenazas y presiones que afectarían su distribución y estado de conservación. Es una herramienta diseñada con base en el Programa de Conservación y Manejo del parque como ayuda para ejercer las acciones señaladas en él.

Se logró desarrollar las estrategias de manejo para la conservación de la comunidad de murciélagos del PNSSPM, por medio de modelos potenciales de distribución de cuatro especies

seleccionadas a través de sus requerimientos de hábitat, así como la formación del marco conceptual guía necesario para el mejor manejo de la comunidad de murciélago del PNSSPM.

LITERATURA CITADA

Adams, M. D., B. S. Law, and K. O. French. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open-and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. Forest Ecology and Management 258:2090–2100.

Aldridge, H., and I. L. Rautenbach. 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. The Journal of Animal Ecology 763–778.

Álvarez-Castañeda, S. T., and M. A. Bogan. 1997. *Myotis milleri*. Mammalian Species 1–3.

Antrop, M. 2001. The language of landscape ecologists and planners: A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. Landscape and Urban Planning 55:163–173.

Arlettaz, R. 1996. Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. Animal behaviour 51:1–11.

Armitage, D. W., and H. K. Ober. 2012. The effects of prescribed fire on bat communities in the longleaf pine sandhills ecosystem. Journal of Mammalogy 93:102–114.

Arnett, E. B., and J. P. Hayes. 2007. Use of conifer snags as roosts by female bats in western Oregon. The Journal of Wildlife Management 73:214–224.

Baker, M. D., and M. J. Lacki. 2006. Day-Roosting Habitat of Female Long-Legged Myotis in Ponderosa Pine Forests. The Journal of Wildlife Management 70:207–215.

Baker, M. D., M. J. Lacki, G. A. Falxa, P. L. Droppelman, R. A. Slack, and S. A. Slankard. 2008. Habitat use of pallid bats in coniferous forests of northern California. Northwest Science 82:269–275.

Barbour, R. W., and W. H. Davis. 1969. Bats of America. Univ. Press Ky., Lexington.

Barclay, R. M. 1991. Population structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behaviour and energy demand. The Journal of Animal Ecology 165–178.

Bartuska, A. M. 1999. Cross-Boundary Issues to Manage for Healthy Forest Ecosystems. Pages 24–34 *in* J. M. Klopatek and R. H. Gardner, editors. Landscape Ecological Analysis. Springer New York.

Beer, A., and C. Higgins. 1999. Environmental Planning for Site Development: A manual for sustainable local planning and design. Routledge.

Bellamy, C., C. Scott, and J. Altringham. 2013. Multiscale, presence-only habitat suitability models: fine-resolution maps for eight bat species. Journal of Applied Ecology 50:892–901.

Bennett, A. F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. Landscape Ecology 4:109–122.

Betts, B. J. 1998. Roosts Used by Maternity Colonies of Silver-Haired Bats in Northeastern Oregon. Journal of Mammalogy 79:643.

Botequilha, L. A., and J. Ahern. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. Landscape and urban planning 59:65–93.

Botequilha, L. A., J. Miller, J. Ahern, and K. McGarigal. 2006. Measuring landscapes. A planner's handbook. Island press.

Boyles, J. G., and D. P. Aubrey. 2006. Managing forests with prescribed fire: Implications for a cavity-dwelling bat species. Forest Ecology and Management 222:108–115.

Brigham, R. M., S. D. Grindal, M. C. Firman, and J. L. Morissette. 1997a. The influence of structural clutter on activity patterns of insectivorous bats. Canadian Journal of Zoology 75:131–136.

Brigham, R. M., M. J. Vonhof, R. M. R. Barclay, and J. C. Gwilliam. 1997. Roosting Behavior and Roost-Site Preferences of Forest-Dwelling California Bats (Myotis californicus). Journal of Mammalogy 78:1231.

Brussard, P. F. 1991. The Role of Ecology in Biological Conservation. Ecological Applications 1:6.

Carter, T. C., W. M. Ford, and M. A. Menzel. 2000. Fire and bats in the Southeast and Mid-Atlantic: more questions than answers? Page 139 *in*. The Role of Fire in Nongame Wildlife Management and Community Restoration: Traditional Uses and New Directions Proceedings of a Special Workshop. Clarke, F. M., L. V. Rostant, and P. A. Racey. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. Journal of Applied Ecology 42:409–420.

Cascadia Research Collective. 2009. Fort Lewis Townsend big eared bat study. The Nature Conservancy and Fort Lewis Public Works, Fish and Wildlife Division., Olympia, Wa.

Clarke, F. M., L. V. Rostant, and P. A. Racey. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. Journal of Applied Ecology 42:409–420.

CONABIO. 1998. La diversidad biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

CONANP. 2006. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Contreras, R. 2013. Scientific approaches for Designing Ecological Networks: a Case Study for the Faunal Species of Inland Wetlands of Lower Saxony, Germany. Pp 175-183 *in* Fábos, J.G., Lindhult, M., Ryan, R.L., & Jacknin, M. (eds). 2013. Proceedings of Fábos Conference on Landscape and Greenway Planning 2013:Pathways to Sustainability. University of Massachusetts, Amherst, April 12-13, 2013.

Cosson, J.-F., J.-M. Pons, and D. Masson. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. Journal of Tropical Ecology 15:515–534.

Couoh-de la Garza, R. 2005. Estado de conservación de la quirópterofauna en el matorral Rosetofilo Costero de Baja California, México.

Cowley, M. J. R., R. J. Wilson, J. L. León-Cortés, D. Gutiérrez, C. R. Bulman, and C. D. Thomas. 2000. Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. Journal of Applied Ecology 37:60–72.

Crampton, L. H., and R. M. R. Barclay. 1998. Selection of Roosting and Foraging Habitat by Bats in Different-Aged Aspen Mixedwood Stands. Conservation Biology 12:1347–1358.

Cryan, P. M., M. A. Bogan, and J. S. Altenbach. 2000. Effect of elevation on distribution of female bats in the Black Hills, South Dakota. Journal of Mammalogy 81:719–725.

Dalquest, W. W. 1947. Notes on the Natural History of the Bat Corynorhinus Rafinesquii in California. Journal of Mammalogy 28:17–30.

Dalquest, W. W. 1948. Mammals of Washington. University of Kansas.

Davidson-Watts, I., S. Walls, and G. Jones. 2006. Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bats. Biological Conservation 133:118–127.

Davis, R. 1969. Growth and development of young pallid bats, Antrozous pallidus. Journal of Mammalogy 729–736.

De Groot, R. S. 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff.

De Groot, R., J. Perk, A. Chiesura, and S. Marguliew. 2000. Ecological Functions and Socioeconomic Values of Critical Natural Capital as a Measure for Ecological Integrity and Environmental Health. Pages 191–214 *in* P. Crabbé, A. Holland, L. Ryszkowski, and L. Westra, editors. Implementing Ecological Integrity. Springer Netherlands, Dordrecht.

Decker, D. J., and L. C. Chase. 1997. Human dimensions of living with wildlife: A management challenge for the 21st century. Wildlife Society Bulletin 25:788–795.

Dobkin, D. S., R. D. Gettinger, and M. G. Gerdes. 1995. Springtime movements, roost Use, and foraging activity of Townsend's big-eared bat (*Plecotus townsendii*) in central Oregon. Western North American Naturalist 55:315–321.

Driessche, R., M. Mather, and T. Chatwin. 1999. Habitat selection by bats in temperate old-growth forests, Clayoquot Sound, British Columbia. Nanaimo, BC: Ministry of Environment 29:15–19.

Druecker, J. D. 1972. Aspects of Reproduction in *Myotis volans, Lasionycteris noctivagans,* and *Lasiurus cinereus*. University of New Mexico.

Duarte, M. E. Evaluación de la Efectividad en el Manejo del Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir. México.

Dyer, M. I., and M. M. Holland. 1991. The Biosphere-Reserve Concept: Needs for a Network Design. BioScience 41:319–325.

Erickson, J. L., and S. D. West. 2003. Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. Biological Conservation 109:95–102.

Estrada, A., and R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. Biological Conservation 103:237–245.

Estrada, A., R. Coates-Estrada, and D. Meritt. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. Ecography 16:309–318.

Estrada-Villegas, S., C. F. Meyer, and E. K. Kalko. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. Biological Conservation 143:597–608.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34:487–515.

Farber, S. C., R. Costanza, and M. A. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. Ecological economics 41:375–392.

Farina, A. 2007. Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape. Volume 3. Springer.

Faure, P. A., and R. M. R. Barclay. 1994. Substrate-gleaning versus aerial-hawking: plasticity in the foraging and echolocation behaviour of the long-eared bat, *Myotis evotis*. Journal of Comparative Physiology A 174:651–660.

Faure, P. A., J. H. Fullard, and R. M. Barclay. 1990. The response of tympanate moths to the echolocation calls of a substrate gleaning bat, *Myotis evotis*. Journal of Comparative Physiology A 166:843–849.

Fellers, G. M., and E. D. Pierson. 2002. Habitat use and foraging behavior of Townsend's big-eared bat (*Corynorhinus townsendii*) in coastal California. Journal of mammalogy 83:167–177.

Fenton, M. B. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. Canadian Journal of Zoology 68:411–422.

Fenton, M. B., and G. P. Bell. 1981. Recognition of species of insectivorous bats by their echolocation calls. Journal of Mammalogy 233–243.

Fenton, M.B, C. G. V. Z. de Jong, G. P. Bell, D. B. Campbell, and M. Laplante, and M. C. Z. Harvard University. 1980. Distribution, parturition dates, and feeding of bats in south-central British Columbia. Canadian Field Naturalist 94:416–420.

Fenton, M. B., L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obrist, D. M. Syme, and B. Adkins. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. Biotropica 440–446.

Fisher, J. T., and L. Wilkinson. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. Mammal Review 35:51–81.

Flores-Rojas, G. E. 2006. Composición de la quiropterofauna de Sierra San Pedro Mártir y Sierra Juárez, Baja California, México.

Fontaine, J. B., and P. L. Kennedy. 2012. Meta-analysis of avian and small-mammal response to fire severity and fire surrogate treatments in U.S. fire-prone forests. Ecological Applications 22:1547–1561.

Ford, W. M., J. M. Menzel, M. A. Menzel, J. W. Edwards, and J. C. Kilgo. 2006. Presence and Absence of Bats Across Habitat Scales in the Upper Coastal Plain of South Carolina. The Journal of Wildlife Management 70:1200–1209.

Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press.

Forman, R. T. T., and M. Godron. 1986. Landscape ecology. Wiley.

Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? Ecological applications 3:202–205.

Franklin, J. F. 1994. Preserving biodiversity: species in landscapes: Response. Ecological Applications 4:208–208.

Gehrt, S. D., and J. E. Chelsvig. 2008. Bat Activity in an Urban Landscape: Patterns at the Landscape and Microhabitat Scale. Pages 437–453 *in* J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, and C. ZumBrunnen, editors. Urban Ecology. Springer US.

Gorresen, P. M., and M. R. Willig. 2004*a*. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. Journal of Mammalogy 85:688–697.

Gorresen, P. M., and M. R. Willig. 2004*b*. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. Journal of Mammalogy 85:688–697.

Gorresen, P. M., M. R. Willig, and R. E. Strauss. 2005. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. Ecological Applications 15:2126–2136.

Gosselink, J. G., G. P. Shaffer, L. C. Lee, D. M. Burdick, D. L. Childers, N. C. Leibowitz, S. C. Hamilton, R. Boumans, D. Cushman, S. Fields, M. Koch, and J. M. Visser. 1990. Landscape Conservation in a Forested Wetland Watershed. BioScience 40:588–600.

Graham, R. E. 1966. Observations on the roosting habits of the big-eared bat, *Plecotus townsendii* in California limestone caves. Cave Notes 8:17–22.

Greaves, G. J., R. Mathieu, and P. J. Seddon. 2006. Predictive modelling and ground validation of the spatial distribution of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). Biological Conservation 132:211–221.

Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee, and K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41:540–551.

Grinnell, A. D. 1963. The neurophysiology of audition in bats: intensity and frequency parameters. The Journal of physiology 167:38–66.

Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological modelling 135:147–186.

Haber, W. 2001. Kulturlandschaft zwischen Bild und Wirklichkeit. Forschungs- und Sitzungsberichte der Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hannover)215: 6–29.

Haber, W. 2004. Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. Ecological Research 19:99–106.

Hagen, E. M., and J. L. Sabo. 2011. A landscape perspective on bat foraging ecology along rivers: does channel confinement and insect availability influence the response of bats to aquatic resources in riverine landscapes? Oecologia 166:751–760.

Handley, C. O. J. 1959. A revision of American bats of the genera *Euderma* and *Plecotus*. Proceedings of the United States National Museum 110:95–246.

Hansen, A. J., S. L. Garman, B. Marks, and D. L. Urban. 1993. An Approach for Managing Vertebrate Diversity Across Multiple-Use Landscapes. Ecological Applications 3:481–496.

Hansson, L., and P. Angelstam. 1991. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. Landscape Ecology 5:191–201.

Hansson, L., L. Fahring, and G. Merrian. 1995. Mosaic landscapes and ecological processes. Springer.

Hayes, J. P., and J. C. Gruver. 2000. Vertical stratification of bat activity in an old-growth forest in western Washington.

Hermanson, J. W. and T. J. O'Shea. 1983. *Antrozous pallidus*. Mammalian Species 213: 1–8.

Hobbs, R. J. 1994. Landscape Ecology and Conservation: Moving from Description to Application. Pacific Conservation Biology 1:170–176.

Howarth, R. B., and S. Farber. 2002. Accounting for the value of ecosystem services. Ecological Economics 41:421–429.

Humes, M. L., J. P. Hayes, and M. W. Collopy. 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. The Journal of wildlife management 553–561.

Humphrey, S. R., and T. H. Kunz. 1976. Ecology of a Pleistocene Relict, the Western Big-Eared Bat (*Plecotus townsendii*), in the Southern Great Plains. Journal of Mammalogy 57:470.

Hutchinson, G. E. 1950. Survey of existing knowledge of biogeochemistry. 3, The biogeochemistry of vertebrate excretion. Bulletin of the AMNH; v. 96. <http://digitallibrary.amnh.org/dspace/handle/2246/918>. Accessed 12 May 2013.

Ibáñez, C., J. L. García-Mudarra, M. Ruedi, B. Stadelmann, and J. Juste. 2006. The Iberian contribution to cryptic diversity in European bats. Acta Chiropterologica 8:277–297.

IUCN 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org>.

Jaberg, C., and A. Guisan. 2001. Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. Journal of Applied Ecology 38:1169–1181.

Janzen, D. H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. Oikos 402–410.

Johnson, J. B., W. M. Ford, J. W. Edwards, and M. A. Menzel. 2010. Bat community structure within riparian areas of northwestern Georgia, USA. Folia Zool 59:192–202.

Johnson, J. S., M. J. Lacki, and M. D. Baker. 2007. Foraging ecology of long-legged myotis (*Myotis volans*) in north-central Idaho. Journal of Mammalogy 88:1261–1270.

Johnston, D. S., and M. B. Fenton. 2001. Individual and population-level variability in diets of pallid bats (*Antrozous pallidus*). Journal of Mammalogy 82:362–373.

Jones, C., W. M. Howell, R. D. Caldwell, H. L. Cook, M. A. Murphy, M. A. Moe, and G. T. Martin. 1965. Ecological distribution and activity periods of bats of the Mogollon Mountains area of New Mexico and adjacent Arizona. Volume 12. Tulane University, New Orleans, LA.

Jones, G., D. S. Jacobs, T. H. Kunz, M. R. Willig, and P. A. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. Endangered Species Research 8:93–115.

Jung, T. S., I. D. Thompson, R. D. Titman, and A. P. Applejohn. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. The Journal of wildlife management 1306–1319.

Kalcounis, M. C., and R. M. Brigham. 1998. Secondary use of aspen cavities by tree-roosting big brown bats. The Journal of wildlife management 603–611.

Kalko, E. K., and C. O. Handley Jr. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. Pages 319–333 *in*. Tropical Forest Canopies: Ecology and Management. Springer. Klingbeil, B. T., and M. R. Willig. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. Journal of Applied Ecology 46:203–213.

Klug, B. J., D. A. Goldsmith, and R. M. Barclay. 2012. Roost selection by the solitary, foliage-roosting hoary bat (*Lasiurus cinereus*) during lactation. Canadian Journal of Zoology 90:329–336.

Kunz, T.H. 1982. Roosting ecology. *In* Ecology of Bats. T.H. Kunz, editor. Plenium Publishing, New York. pp. 1-55.

Kunz, T. H., and R. A. Martin. 1982. *Plecotus townsendii*. Mammalian Species 1–6.

Kunz, T. H., E. Braun de Torrez, D. Bauer, T. Lobova, and T. H. Fleming. 2011. Ecosystem services provided by bats. Annals of the New York Academy of Sciences 1223:1–38.

Kusch, J., C. Weber, S. Idelberger, and T. Koob. 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. Folia zoologica 53:113–128.

Kushlan, J. A. 1979. Design and management of continental wildlife reserves: Lessons from the everglades. Biological Conservation 15:281–290.

Lacki, M. J., M. D. Baker, and J. S. Johnson. 2010. Geographic Variation in Roost-Site Selection of Long-Legged Myotis in the Pacific Northwest. The Journal of Wildlife Management 74:1218–1228.

Lacki, M. J., D. R. Cox, L. E. Dodd, and M. B. Dickinson. 2009. Response of northern bats (*Myotis septentrionalis*) to prescribed fires in eastern Kentucky forests. Journal of Mammalogy 90:1165–1175.

Lambeck, R. J. 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. Conservation Biology 11:849–856.

Launer, A. E., and D. D. Murphy. 1994. Umbrella species and the conservation of habitat fragments: A case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. Biological Conservation 69:145–153.

Law, B. S., and J. Anderson. 2000. Roost preferences and foraging ranges of the eastern forest bat *Vespadelus pumilus* under two disturbance histories in northern New South Wales, Australia. Austral Ecology 25:352–367.

Law, B. S., and C. R. Dickman. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. Biodiversity & Conservation 7:323–333.

Limburg, K. E., R. V. O'Neill, R. Costanza, and S. Farber. 2002. Complex systems and valuation. Ecological Economics 41:409–420.

Loeb, S. C., and J. M. O'Keefe. 2006. Habitat Use by Forest Bats in South Carolina in Relation to Local, Stand, and Landscape Characteristics. Journal of Wildlife Management 70:1210–1218.

Loeb, S. C., and T. A. Waldrop. 2008. Bat activity in relation to fire and fire surrogate treatments in southern pine stands. Forest Ecology and Management 255:3185–3192.

Loeb, S. C., and E. A. Winters. 2013. Indiana bat summer maternity distribution: effects of current and future climates. Ecology and Evolution 3:103–114.

Lundy, M., and I. Montgomery. 2010. Summer habitat associations of bats between riparian landscapes and within riparian areas. European Journal of Wildlife Research 56:385–394.

Lyons, K. G., C. A. Brigham, B. h. Traut, and M. W. Schwartz. 2005. Especies Raras y Funcionamiento del Ecosistema. Conservation Biology 19:1019–1024.

Makhzoumi, J., and G. Pungetti. 2004. Ecological Landscape Design and Planning. Taylor & Francis.

Malison, R. L., and C. V. Baxter. 2010*a*. The fire pulse: wildfire stimulates flux of aquatic prey to terrestrial habitats driving increases in riparian consumers. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences 67:570–579.

Malison, R. L., and C. V. Baxter. 2010*b*. Effects of wildfire of varying severity on benthic stream insect assemblages and emergence. Journal of the North American Benthological Society 29:1324–1338.

Maloney, P. E., and D. M. Rizzo. 2002. Pathogens and insects in a pristine forest ecosystem: the Sierra San Pedro Martir, Baja, Mexico. Canadian Journal of Forest Research 32:448–457.

Manning, R. W. 1993. Systematics and Evolutionary Relationships of the Long-Eared Myotis, *Myotis evotis* (Chiroptera : Vespertilionidae). Texas Tech University Press.

Manning, R. W.,and J. K. Jones. 1989.Myotis evotis. Mammalian Species 329:1–5.

McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Medellín, R. A., M. Equihua, and M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. Conservation Biology 14:1666–1675.

Mellink, E. 1991. Mamíferos conocidos de la Sierra San Pedro Mártir. Memoria de la III Semana de la Exploración y la Historia: Sierra de San Pedro Mártir. Universidad Autónoma de Baja California

Mena, J. L. 2010. Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. Rev. peru biol 17:277–284.

Merriam, G. 1988. Landscape dynamics in Farmland. Trends in Ecology & Evolution 3:16–20.

Meyer, C. F., and E. K. Kalko. 2008. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. Journal of Biogeography 35:1711–1726.

Miles, A. C., S. B. Castleberry, D. A. Miller, and L. M. Conner. 2006. Multi-Scale Roost-Site Selection by Evening Bats on Pine-Dominated Landscapes in Southwest Georgia. The Journal of Wildlife Management 70:1191–1199.

Miller, G. S., JR., and G. M. Allen. 1928. The American bats of the genera *Myotis* and *Pizonyx*. Bulletin United States National Museum 144:1-218.

Milne, D. J., A. Fisher, and C. R. Pavey. 2006. Models of the habitat associations and distributions of insectivorous bats of the Top End of the Northern Territory, Australia. Biological conservation 130:370–385.

Minnich, R. A., E. Franco-Vizcaíno, J. Sosa-Ramírez, J. H. Burk, W. J. Barry, M. G. Barbour, and H. de la Cueva-Salcedo. 1997. A land above: Protecting Baja California's Sierra San Pedro Mártir within a biosphere reserve. Journal of the Southwest 613–695.

Nagorsen, D. W. and R. M. Brigham. 1993. Bats of British Columbia. UBC Press.

Nixon, A. E., J. C. Gruver, and R. M. Barclay. 2009. Spatial and temporal patterns of roost use by western long-eared bats (*Myotis evotis*). The American Midland Naturalist 162:139–147.

Norberg, U. M., and J. M. Rayner. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences 335–427.

Norton, B. G. 1992. Why Preserve Natural Variety? Princeton University Press.

Noss, R. F. 1983. A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity. BioScience 33:700–706.

Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: A look at the nature conservancy (USA). Biological Conservation 41:11–37.

Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation biology 4:355–364.

Noss, R. F., and L. D. Harris. 1986. Nodes, networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales. Environmental Management 10:299–309.

O'Callaghan, J. R. 1996. Land Use: the interaction of economics, ecology and hydrology. Springer. Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. Annual Review of Ecology and Systematics 20:171–197.

O'Shea, T. J., and T. A. Vaughan. 1977. Nocturnal and seasonal activities of the pallid bat, Antrozous pallidus. Journal of Mammalogy 269–284.

Opdam, P., R. Foppen, and C. Vos. 2001. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. Landscape ecology 16:767–779.

Orians, G. H. 1993. Endangered at What Level? Ecological Applications 3:206.

Ormsbee, P. C., and W. C. McComb. 1997. Selection of Day Roosts by Female Long-Legged Myotis in the Central Oregon Cascade Range. The Journal of Wildlife Management 62:596.

Orr, R. T. 1954. Natural history of the Pallid bat, *Antrozous pallidus*. Proceedings of the California Academy of Science. 28: 165–264.

Owen, S. F., M. A. Menzel, J. W. Edwards, W. M. Ford, J. M. Menzel, B. R. Chapman, P. B. Wood, and K. V. Miller. 2004. Bat activity in harvested and intact forest stands in the Allegheny Mountains. Northern Journal of Applied Forestry 21:154–159.

Pearson, O. P., M. R. Koford, and A. K. Pearson. 1952. Reproduction of the Lump-Nosed Bat (*Corynorhinus rafinesquei*) in California. Journal of Mammalogy 33:273–320.

Perry, R. W., R. E. Thill, and D. M. Leslie. 2008. Scale-Dependent Effects of Landscape Structure and Composition on Diurnal Roost Selection by Forest Bats. The Journal of Wildlife Management 72:913–925.

Peters, S. L., J. R. Malcolm, and B. L. Zimmerman. 2006. Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. Conservation Biology 20:1410–1421.

Pierson E. 1998. Tall trees, deep holes and scarred landscapes: Conservation biology of north America bats. Pages: 309–395 *in*: Bats Biology and conservation. Kunz T. y Racey P. editors. Smithsonian Institution Press. USA.

Pierson, E. D., and Fellers, G. M. 1998. Distribution and Ecology of the Big-Eared Bat, *Corynorhinus Plecotus Townsendii* in California. Department of the Interior U .S. Geological Survey Biological Resources Division Species at Risk Program Fiscal.

Pierson, E. D., and W. E. Rainey. 1998. Distribution, status, and management of Townsend's big-eared bat (*Corynorhinus townsendii*) in California. Volume 96. State of California, Resources Agency, Department of Fish and Game Bird and Mammal Conservation Program Report.

PNUMA-CMCM (Comps.) 2011. Lista de especies CITES. Secretaria CITES, Ginebra, Suiza y PNUMA-CMCM, Cambridge, Reino Unido.

Rabe, M. J., T. E. Morrell, H. Green, J. C. deVos, and C. R. Miller. 1998. Characteristics of Ponderosa Pine Snag Roosts Used by Reproductive Bats in Northern Arizona. The Journal of Wildlife Management 62:612.

Rainho, A., A. M. Augusto, and J. M. Palmeirim. 2010. Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. Journal of Applied Ecology 47:850–858.

Rainho, A., and J. M. Palmeirim. 2011. The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. PLoS One 6:e19227.

Rambaldini, D.A. and R.M. Brigham. 2004. Habitat use and roost selection by Pallid bats (*Antrozous pallidus*) in the Okanagan Valley, British Columbia. Final Report prepared for the British Columbia Ministry of Land, Water and Air Protection, Osoyoos (Nk'Mip) Indian Band, World Wildlife Fund, Canadian Wildlife Service, Habitat Conservation Trust Fund, The Nature Trust of British Columbia, and Public Conservation Trust Fund.

Rancourt, S. J., M. I. Rule, and M. A. O'Connell. 2005. Maternity roost site selection of long-eared myotis, *Myotis evotis*. Journal of Mammalogy 86:77–84.

Razak, K. A., W. Shen, T. Zumsteg, and Z. M. Fuzessery. 2007. Parallel thalamocortical pathways for echolocation and passive sound localization in a gleaning bat, *Antrozous pallidus*. The Journal of Comparative Neurology 500:322–338.

Razgour, O., J. Hanmer, and G. Jones. 2011. Using multi-scale modelling to predict habitat suitability for species of conservation concern: The grey long-eared bat as a case study. Biological Conservation 144:2922–2930.

Reduker, D. W., T. L. Yates, and I. F. Greenbaum. 1983. Evolutionary affinities among southwestern long-eared *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae). Journal of Mammalogy 666–677.

Ross, A. 1967. Ecological Aspects of the Food Habits of Insectivorous Bats. Western Foundation of Vertebrate Zoology.

Ryti, R. T. 1992. Effect of the Focal Taxon on the Selection of Nature Reserves. Ecological Applications 2:404-410.

Saunders, M. B., and R. M. R. Barclay. 1992. Ecomorphology of Insectivorous Bats: A Test of Predictions Using Two Morphologically Similar Species. Ecology 73:1335–1345.

Sattler, T., F. Bontadina, A. H. Hirzel, and R. Arlettaz. 2007. Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls for a reassessment of their conservation status. Journal of Applied Ecology 44:1188–1199.

Schmidt, C. A. 2003. Conservation Assessment for the Long-Legged Myotis in the Black Hills National Forest South Dakota and Wyoming. United States Department of Agriculture, Forest Service.

Schnitzler, H. U., and E. K. V. Kalko. 2001. Echolocation by Insect-Eating Bats. BioScience 51:557–569.

Schnitzler, H. U., C. F. Moss, and A. Denzinger. 2003. From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. Trends in Ecology & Evolution 18:386–394.

Schulze, M. D., N. E. Seavy, and D. F. Whitacre. 2000. A Comparison of the Phyllostomid Bat Assemblages in Undisturbed Neotropical Forest and in Forest Fragments of a Slash-and-Burn Farming Mosaic in Petén, Guatemala1. Biotropica 32:174–184.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y

especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.

Sherwin, R. E., D. Stricklan, and D. S. Rogers. 2000. Roosting affinities of Townsend's big-eared bat (*Corynorhinustownsendii*) in northern utah. Journal of Mammalogy 81:939–947.

Simberloff, D. 1988. The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. Annual Review of Ecology and Systematics 19:473–511.

Simmons, N. B. 2005. Order chiroptera. D. E. Wilson and D. M. Reeder, editors. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference 1:312–529.

Sleep, D. J., and R. M. Brigham. 2003. An experimental test of clutter tolerance in bats. Journal of Mammalogy 84:216–224.

Snider, E. A., P. M. Cryan, and K. R. Wilson. 2013. Roost selection by western long-eared myotis (*Myotis evotis*) in burned and unburned piñon-juniper woodlands of southwestern Colorado. Journal of Mammalogy 94:640–649.

Solick, D. I., and R. M. Barclay. 2006. Thermoregulation and roosting behaviour of reproductive and nonreproductive female western long-eared bats (*Myotis evotis*) in the Rocky Mountains of Alberta. Canadian journal of zoology 84:589–599.

Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? BioScience 35:727–734.

Soulé, M. E., and B. A. Wilcox. 1980. Conservation biology. An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates, Inc.

Steiner, F. R. 2008. The Living Landscape, Second Edition: An Ecological Approach to Landscape Planning. Island Press.

Swengel, A. B. 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. Biodiversity & Conservation 10:1141–1169.

Troll, C. 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung.Ihr zweckmäßiger Einsatz für die wissenschaftliche Erforschung und praktische Erschließung wenig bekannter Länder.=Sonderabdruck aus der Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin 1939 Nr 7 / 8.

Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual review of ecology and systematics 20:171–197.

Turner, M. G., and R. H. Gardner. 1991. Quantitative methods in landscape ecology. Springer-

Twente, J. W. 1955. Some Aspects of Habitat Selection and Other Behavior of Cavern-Dwelling Bats. Ecology 36:706.

Urban, D. L., R. V. O'Neill, and H. H. Shugart,. 1987. Landscape Ecology: a hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. BioScience 37:119–127.

Villa-R, B. 1966. Los murciélagos de México: su importancia en la economía y la salubridad, su clasificación sistemática. Instituto de biología.

Vonhof, M. J., and R. M. Barclay. 1996. Roost-site selection and roosting ecology of forest-dwelling bats in southern British Columbia. Canadian Journal of Zoology 74:1797–1805.

Wackenhut, M. C. 1990. Bat species overwintering in lava-tube caves in Lincoln, Gooding, Blaine, Bingham, and Butte counties, Idaho, with special reference to annual return of banded *Plecotus townsendii*.

Waldien, D. L., and J. P. Hayes. 2001. Activity areas of female long-eared myotis in coniferous forests in western Oregon..

Waldien, D. L., J. P. Hayes, and E. B. Arnett. 2000. Day-roosts of female long-eared myotis in western Oregon. The Journal of wildlife management 785–796.

Walker, B. 1995. Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. Conservation Biology 9:747–752.

Wallace, K. J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139:235–246.

Walsh, A. L., and S. Harris. 1996. Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. Journal of Applied Ecology 519–529.

Webala, P. W., M. D. Craig, B. S. Law, K. N. Armstrong, A. F. Wayne, and J. S. Bradley. 2011. Bat habitat use in logged jarrah eucalypt forests of south-western Australia. Journal of Applied Ecology 48:398–406.

Whitaker, J. O. J., C. Maset, and L. E. Kellel. 1977. Food Habits of Bats of Western Oregon'. Northwest Science 51:45-66.

Whittaker, R. H. 1975. Communities and ecosystems. Macmillan.

Wiggins, I. L. 1960. The origin and relationships of the land flora. Systematic Biology 9:148–165.

Williams, P. H., and K. J. Gaston. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? Biological Conservation 67:211–217.

Willis, C. K., and R. M. Brigham. 2005. Physiological and ecological aspects of roost selection by reproductive female hoary bats (Lasiurus cinereus). Journal of Mammalogy 86:85–94.

Wilson, M. A., and R. B. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. Ecological Economics 41:431–443.

Yates, M. D., and R. M. Muzika. 2006. Effect of forest structure and fragmentation on site occupancy of bat species in Missouri Ozark forests. Journal of Wildlife Management 70:1238–1248.

ANEXO 1

ELABORACIÓN DE SIG BASE Y CLAVES DE IDENTIFICACIÓN DE VEGETACIÓN

Mapeo de la vegetación en el Parque Nacional Constitución de 1857 y el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir en Baja California, México

Personal del Laboratorio de Percepción Remota (RSL), USDA Forest Service, Sacramento, CA, USA
3 de Julio, 2011

Introducción
Los bosques de coníferas de Baja California son exclusivos en México, ya que son los únicos representantes de los bosques de clima mediterráneo en el país. Las montañas que sustentan a dichos ecosistemas son puntos clave de gran importancia para la biodiversidad de plantas y el endemismo. Además, estas tierras proporcionan varios servicios de ecosistema importantes, incluyendo un suministro de agua subterráneo y superficial para los poblados aledaños de las tierras bajas, los terrenos de pastoreo, la madera, el hábitat para la vida silvestre y la recreación. Dos parques nacionales—Parque Nacional Constitución de 1857 (PNC) y Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (SSPM) —protegen las áreas relativamente prístinas de estos bosques, donde la tala ha sido nula o mínima, y donde la supresión activa de incendios se incorporó solamente recientemente a las prácticas de manejo de la tierra. Los incendios naturales son un proceso ecológico importante en estos bosques. El manejo en estos parques actualmente se lleva a cabo sin mapas básicos de vegetación.

El Servicio Forestal del USDA (USFS), en colaboración con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), recogió datos de la vegetación en el Parque Nacional Constitución de 1857 (PNC) y el Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (SSMP) y sus alrededores durante el verano de 2010 a fin de apoyar el desarrollo de los mapas actuales de vegetación. La meta del protocolo de muestreo utilizado y los atributos recopilados en cada parcela debía capturar la diversidad y la complejidad de las comunidades de vegetación a lo largo de múltiples gradientes ambientales. Para lograrla, se visitaron sitios de parcelas predeterminados y se llevó a cabo un protocolo modificado de Evaluación Rápida para recopilar datos (CNPS 2011). A continuación se presentan ejemplos de los atributos recopilados.

El personal del Laboratorio de Percepción Remota (RSL) de la Región 5 del FS-USDA utilizó imágenes QuickBird 2007 de alta resolución espacial (DigitalGlobe) del SSPM que se adquirieron de la Universidad de Arizona. El sensor QuickBird tiene una distancia nominal de muestreo del suelo (GSD) de 2.44 metros para bandas multiespectrales (Azul: 430 – 545 nanómetros; Verde: 466 – 620 nanómetros; Roja: 590 – 710 nanómetros; Infrarroja próxima: 715 – 918 nanómetros) y 1 metro GSD para la banda pancromática (pan: 405 – 1053 nanómetros) (DigitalGlobe, 2011). Estas imágenes cubren 66,975 hectáreas del SSPM, aproximadamente el 85% del parque. Para la porción más al sur del parque (13,215 hectáreas), se utilizaron imágenes multiespectrales SPOT 2010 de una resolución de 10 metros (Verde: 500 – 590 nanómetros;

Roja: 610 – 680 nm; Infrarroja próxima: 780 – 890 nm; Infrarroja de onda corta: 1,580 – 1,750 nm).

En septiembre de 2010 se adquirió una nueva imagen QuickBird la cual cubre el PNC y las tierras ejidales adyacentes correspondientes a 34,085 hectáreas. Contar con imágenes QuickBird para ambos parques brinda una consistencia en el algoritmo automatizado de delineación del polígono y ha dado como resultado una mayor precisión del atributo formas biológicas en los mapas, a diferencia de un sensor de resolución moderada como el Mapeador Temático Landsat. El proceso de revisión de los mapas resultantes, que llevarán a cabo el USFS y el personal de los parques, se realizará a fin de que cualesquier ajustes manuales a la base de datos del SIG se realicen antes de presentar a los socios las versiones finales de los mapas de vegetación.
Metodología de selección de parcelas de campo
La selección de las parcelas para el Parque Nacional Constitución de 1857 y Sierra San Pedro Mártir se realizó utilizando el índice topográfico de humedad relativa (TRMI) (Parker, 1982) y la clasificación de formas biológicas. Para crear la matriz del TRMI se utilizó el Modelo de Elevación Digital (DEM) como aportación inicial. Un DEM de 90 metros, producto de la Misión Topográfica del Radar del Transbordador (SRTM), se descargó del sitio del Servicio Geológico de los Estados Unidos para utilizarse como aportación inicial para el modelo del TRMI. El TRMI usa la posición relativa de la pendiente, la configuración de la pendiente, lo pronunciado de la pendiente y su orientación para asignar un rango de valores de humedad (0-60) que identifican zonas xéricas (valores de humedad bajos) a mésicas (valores de humedad altos) a lo largo del paisaje. Estas clases se redujeron a 5 clases para mantener el número de estratos a un nivel viable.

Se realizó la clasificación de formas biológicas utilizando imágenes del Mapeador Temático de 30 metros del 2 de junio de 2008. Esta imagen se remuestreó a 90 metros para corresponder con el tamaño de celda del DEM. Las formas biológicas se dividieron en las siguientes clases: coníferas, árboles de madera dura/hojas anchas, mezcla de coníferas y arboles madera dura/hojas anchas, matorrales, pastizales y áreas estériles.

Se combinaron las matrices del TRMI y de formas biológicas a una sola matriz en la que cada celda contenía un código correspondiente al TRMI y forma biológica dominante. El número elegido de muestras deseadas por estrato fue de cinco. Este número se seleccionó en base al número total de sitios que el equipo de campo consideró que podría visitar durante el tiempo asignado para el trabajo de campo, así como para proporcionar parcelas suficientes y eliminar los sitios inaccesibles. Para futuros muestreos del SSPM y el PNC, debe realizarse un análisis de poder estadístico para determinar el tamaño óptimo de la muestra. Los cinco sitios de muestra en cada estrato se seleccionaron aleatoriamente utilizando la opción de "Selección Aleatoria dentro de Subjuegos" en las herramientas de Hawth (Beyer 2004). De los cinco sitios seleccionados, la meta era visitar al menos tres. A cada sitio se le asignaron coordenadas X, Y en ArcGIS y se transfirieron a un receptor Trimble Geo XT GPS, que posteriormente se utilizó para navegar al sitio deseado.

Muestreo de las parcelas
La parcela circular de 1/10 hectárea, radio de 17.8 metros (58.4 pies) fue el límite en el que se recopilaron los datos. Los datos recopilados incluyeron: topografía macro (superior, de arriba,

medio, bajo, inferior) y micro (convexo, plano, cóncavo, ondulante), porcentaje de cobertura superficial (total equivalente a 100%) del agua, área basal de la vegetación, hojarasca, rocas y suelo; y el porcentaje de cobertura de las especies de árboles, matorrales, pastizales y malezas. Se registró la clase de diámetro y clases de altura de los árboles así como la altura de los matorrales. Se observó la pendiente y la orientación. Se asignó a la parcela un tipo de vegetación dentro de la clasificación CALVEG (Clasificación y Evaluación con Landsat de Agrupaciones Ecológicas Visibles) y se registró el área contigua de ese tipo, así como cualesquier tipos CALVEG adyacentes. Se tomaron fotografías en cada dirección cardinal a partir del centro de la parcela. También se creó un video narrativo para un número selecto de parcelas. También capturamos las ubicaciones en el GPS de los puntos con tipos de vegetación singular, cambios en los tipos de vegetación o ciertas clases de tamaño de árbol.

De las parcelas seleccionadas, se visitaron 72 y se ubicaron 41 parcelas más con el GPS para capturar condiciones singulares (visitamos 113 parcelas en total). En el SSPM, sólo se visitó la parte norte del parque. La parte sur del mismo tiene poco acceso. Históricamente, se han utilizado viajes a caballo para visitar esta parte del parque.

Producto del mapeo a nivel de mediana escala

El Servicio Forestal del USDA reconoce cuatro niveles de estándares de mapeo para orientar el desarrollo de mapas de las unidades de vegetación existente creadas para diferentes propósitos (Brohman y Bryant 2005). Brohman y Bryant (2005) detallan las descripciones de todos los niveles de mapeo reconocidos actualmente para la vegetación existente, incluyendo información sobre precisión espacial y los atributos necesarios para cumplir con cada uno de los niveles.

CALVEG se apega a los lineamientos del **nivel de mediana escala** para mapear los tipos de vegetación dominante (o cobertura) evaluada a partir de varias fuentes de información, incluyendo visitas de campo, fuentes de datos auxiliares y varios tipos de imágenes de percepción remota. De acuerdo con los principales propósitos de desarrollo de estos mapas para los dos parques nacionales en Baja California, el **nivel de mediana escala** es el adecuado para posteriormente generar mapas de la severidad de los incendios y de los riesgos de incendios para uso administrativo o bien, para otros esfuerzos de planeación en todo el parque.

Las bases de datos de los mapas de vegetación, o bien las clases de características en la base espacial de datos (*geodatabase*), para estos parques incluye los siguientes atributos para fomentar estas metas (**consultar la clave diagnóstica jerárquica de los tipos de vegetación mapeados para las definiciones de los códigos y los valores cuantitativos de cada uno**):

TIPO DE COBERTURA: categoría de formas biológicas primarias o sin vegetación que cumple con los estándares definidos en la clave de diagnóstico en cada polígono, incluyendo Coníferas, Árboles latifoliados, Matorral/arbustivo, Herbáceas, Áreas estériles (roca, arena, suelo sin vegetación) y Mezcla de coníferas y árboles latifoliados.

TIPO DE VEGETACIÓN DOMINANTE_1: nombre de la unidad CALVEG principal mapeada en cada polígono utilizando un código de dos letras (vea la clave de los tipos de vegetación mapeados).

TIPO DE VEGETACIÓN DOMINANTE_2: nombre de la unidad CALVEG secundaria mapeada en cada polígono, por lo general un tipo de árboles latifoliados si el **Tipo de vegetación dominante 1** es un tipo de conífera.

CLASE DE DIÁMETRO_1: diámetro del Dosel Forestal (árboles del nivel de estrato mayor) a la altura del pecho para especies de coníferas o árboles latifoliados de **Tipo de vegetación dominante 1**.
Estas clases se promedian de la siguiente manera para todos los árboles:
Clase 5: 3.0 – 9.9 cm.
Clase 15: 10 – 24.9 cm.
Clase 35: 25 – 49.9 cm.
Clase 55: 50 – 74.9 cm.
Clase 75: ≥ 75.0 cm.

CLASE DE DIÁMETRO_2: diámetro del Dosel Forestal a la altura del pecho para especies de árboles latifoliados de **Tipo de vegetación dominante 2,** mismas clases que la anterior.

CLASES DE COBERTURA: porcentaje del área del polígono de cada tipo de cobertura ("cobertura") como se observa desde arriba (**CFA**), presentado en clases de punto medio (0, 5, 15, 25, 35, 45, 55, 65, 75, 85, 95) donde 0 es < 1% de la cobertura, 5 representa 1 – 9.9%, 15 representa 10-19.9%, etcétera; éstas se etiquetan de acuerdo a sus formas biológicas. Porque las clases se presentan en clases de punto medio terminando con cinco, en "Cobertura Total" la clase "95" puede representar cobertura de 100% donde la cobertura total se compone por un número impar de clases de cobertura.

Clases de Cobertura (las clases se definen en la Clave de Tipos de Vegetación Mapeados)**:**
Coníferade Árboles latifoliados
Mezcla Coníferas y Árboles latifoliados
Arbustiva
Herbácea
Estéril
Procesamiento de imágenes y mapeo de la estructura forestal
Imágenes satelitales
El mapeo de la vegetación se realizó usando imágenes satelitales QuickBird (DigitalGlobe) para el Parque Nacional Constitución de 1857 (PNC) y 85% del Parque Nacional Sierra San Pedro Mártir (SSPM) (15% del parque se encuentra fuera del área de las imágenes y se tuvieron que utilizar imágenes SPOT). Estas imágenes se obtuvieron de DigitalGlobe, Inc. y consisten de las siguientes fechas:
PNC: 2.4 metros multiespectral; 1 de septiembre de 2010; pequeña parte NO al oeste de 116 W longitud es 28 de agosto de 2010.
SSPM: 2.4 metros multiespectral; oeste de 115 26' 12'' 8 de junio de 2007; este de 115 26' 12'' 21 de junio de 2007.
SSPM: 0.6 imágenes pancromáticas; varias escenas pequeñas mostrando tres fechas: 8 de junio, 21 de junio, 26 de junio, todas del 2007, primeras fechas al oeste, última fecha en el sudeste.

DigitalGlobe, Inc. proporcionó las correcciones geométricas y radiométricas para cada escena de manera independiente. Las imágenes multiespectrales contienen 4 bandas (azul, verde, roja y infrarroja próxima). Los mosaicos de imágenes multiespectrales de 2.4 m las generó para el PNC el equipo liderado por Carlos Ramírez en el Laboratorio de Percepción Remota (RSL) del Servicio Forestal del USDA en Sacramento, California. El mosaico del SSPM lo creó el equipo liderado por Sam Drake en la Universidad de Arizona. Estas imágenes multiespectrales se utilizaron como base del mapeo para crear el mapa de vegetación. El software principal que se utilizó para crear las salidas del mapa basadas en pixeles fue ERDAS IMAGINE.

Sólo SSPM: También se creó una imagen compuesta combinando la capa pancromática 0.6 con la multiespectral 2.4 en el Laboratorio de Percepción Remota en Sacramento. Este mosaico posteriormente se corrigió geométricamente a la imagen multiespectral de 2.4 metros usando un modelo polinomial de segundo orden y remuestreo al vecino más cercano.

Sólo SSPM: No había disponible imágenes QuickBird para el extremo sur del SSPM, centrado alrededor de 115 30’ 00’’ W, 30 46’ 00’’ N. Se obtuvieron imágenes multiespectrales SPOT de 10 metros en el sitio público del Servicio Geológico de los Estados Unidos. La fecha de adquisición de estas imágenes SPOT es el 20 de junio de 2010. Debido a que la resolución espacial y radiométrica de estas imágenes es muy diferente a las imágenes QuickBird (10m vs. 2.4m), los polígonos que delinean a las formas biológicas en el área sur tienen una apariencia más generalizada que el resto del parque.

Clasificación a nivel de pixeles

La clasificación de las formas biológicas se creó usando una combinación de procedimientos no supervisados y supervisados. Se generó un mapa inicial de formas biológicas utilizando los mosaicos multiespectrales de 2.4 metros para cada parque nacional. Se creó una capa del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) (banda 5) y se añadió a las cuatro bandas multiespectrales originales para ayudar a delinear la vegetación. El resultado de la clasificación inicial fue una clasificación sin supervisión que generó agrupaciones espectrales que fueron asignadas como formas biológicas después de estudiar visualmente la imagen. Los pixeles etiquetados como deficientes en este proceso se separaron de la imagen original y se etiquetaron utilizando un método supervisado, donde se identificaron y aplicaron en toda la imagen las firmas espectrales para las formas biológicas específicas.

Segmentación y etiquetaje de polígonos

Cada imagen multiespectral de 2.4 metros (incluyendo la banda NDVI) se segmentó en bloques de pixeles que muestran propiedades espectrales y de textura similares. Esta segmentación se logró utilizando el software eCognition versión 8.64 de Definien (ahora Trimble). La escala se estableció de manera que el promedio de los segmentos fuera de aproximadamente 0.8 a 2.4 hectáreas (2 a 4 acres) de área, con una unidad de mapeo mínima de 0.4 hectárea (1 acre). Estos segmentos se exportaron como cuadriculado a ArcGIS (versiones 9.3.1 y 10), donde se formaron polígonos rugosos. Estos polígonos representan los tipos espectrales similares en la imagen con relación a una mezcla de formas biológicas dominantes en el polígono. Por ejemplo, un grupo de árboles puede identificarse por un polígono delineándolo. Los polígonos de menos de 0.4 hectárea se eliminan al unir al polígono pequeño a uno adyacente.

Cada polígono en el mapa se etiquetó utilizando la clasificación de pixeles para formas biológicas en conjunto con las reglas resumidas en la clave de diagnóstico CALVEG. Por lo

tanto, muchos de los polígonos no se etiquetaron usando la mayoría de los pixeles para un tipo de forma biológica, sino una comparación de los porcentajes de los pixeles que representan a cada tipo de forma biológica. Por ejemplo, si un polígono contiene 85% de pixeles de matorral y 15% de pixeles de coníferas, el polígono se etiquetaría como coníferas. Aunque los matorrales forman la mayor parte de los pixeles, las coníferas (> 10% de la cobertura) tienen prioridad en la clave CALVEG. Ya que este no es un proceso completamente automatizado, el analista en percepción remota tiene la opción de modificar el límite de los porcentajes para etiquetar polígonos con base en el sistema de clasificación de la vegetación más adecuado para el proyecto. Como se mencionó anteriormente, el sistema de clasificación CALVEG sirvió como punto de partida para este proyecto.

Edición manual

Típicamente, los mapas de vegetación generados con la clasificación de percepción remota de formas biológicas tienen un 80% de precisión. A pesar de contar con imágenes de alta resolución espacial, es necesario editar el mapa manualmente para mejorar la precisión. Durante este proceso, tanto el etiquetaje del polígono como su forma pueden modificarse. Estas decisiones se basan en el estudio visual con la imagen multiespectral, la comparación con otras fuentes de imágenes como Google Earth, y el trabajo de campo en el sitio. Los tipos de especies CALVEG para cada forma biológica se modelaron y etiquetaron de manera manual en esta etapa. Las clasificaciones de pixeles para las especies de matorrales se crearon utilizando un método supervisado basado en las áreas de muestreo proporcionadas por el analista SIG, quien posteriormente editó manualmente los tipos de especies comparando esta clasificación de pixeles con los polígonos.

Mapeo de la estructura forestal

La cobertura del dosel forestal y el ancho de la copa de los árboles se determinaron directamente con percepción remota usando las imágenes QuickBird de alta resolución. Para el PNC, la estructura forestal se determinó utilizando únicamente la imagen multiespectral de 2.4 metros. Para el SSPM, la estructura forestal se determinó usando la imagen compuesta de 0.6 metros. Debido a que las imágenes del PNC se adquirieron mucho tiempo después que las imágenes del SSPM (a finales de agosto vs. a mediados de junio), en el mapeo del PNC las sombras de los árboles también se determinaron directamente y el tamaño aproximado de la copa se determinó tanto directamente como a partir del ancho de la sombra. Las sombras de los árboles no tuvieron importancia en las imágenes del SSPM debido al elevado ángulo del sol. Una vez delineadas las copas de los árboles, se calculó la cobertura del dosel para cada polígono de forma biológica comparando el área de las copas con el área total del polígono.

El trazado de las copas de los árboles se logró cambiando el parámetro de la escala en el proceso de segmentación usando eCognition 8.64. La imagen compuesta se dividió en varias áreas de menor tamaño y se crearon segmentos. Se realizó una clasificación supervisada en estos objetos para separar las copas de los árboles del suelo, sombras o matorrales adyacentes. Sólo los objetos representando a las copas se exportaron a ArcGIS y se generaron los polígonos de las copas. Se aplicó un análisis geométrico de la zona para cada uno de estos polígonos de copas y se crearon círculos mejor ajustados y elipses para aproximarse al área de las copas. Se utilizó el promedio del radio entre el círculo y la elipse para el cálculo final del diámetro de la copa.

Las agrupaciones de árboles se identificaron con los diámetros de copas muy grandes (más de 16 metros) o con el principal eje de la elipse muy largo. El promedio del diámetro de los árboles en

estas agrupaciones se calculó utilizando el grosor mejor ajustado de un círculo e ignorando el eje principal de la elipse. Aunque las agrupaciones de árboles y el promedio del diámetro de la copa en la agrupación podrían identificarse y calcularse de manera fiable, no hubo un procedimiento confiable para contar el número exacto de árboles presentes en cada agrupación.

Una vez generado el mapa de las copas de los árboles, se calculó el diámetro del árbol a la altura del pecho (DBH) usando relaciones empíricas relacionando el ancho de la copa de los árboles con el DBH para cada especie. Estas ecuaciones del ancho de la copa con DBH están basadas en especies muestreadas en Alta California y se aplicaron a los parques en Baja California. Posteriormente se hizo el etiquetaje inicial del promedio del diámetro de la copa, el diámetro del tronco y el tamaño máximo de la copa para cada uno de los polígonos de árboles en ambos parques, usando sencillamente estadísticas de zona basadas en el mapa a mayor detalle de las copas de los árboles. Este procedimiento detallado para el tamaño del árbol y de dosel no habría podido realizarse en las imágenes SPOT de 10 metros para el extremo sur del SSPM ya que las copas individuales no pueden delinearse en las imágenes SPOT. Por lo tanto, los tamaños de los árboles en este local se editaron manualmente. El dosel se calculó usando el brillo y el verdor en un modelo de regresión lineal.
Observaciones del conjunto de datos actuales

No se tomaron medidas del ancho de la copa de los árboles contra el diámetro de los árboles por especie durante la visita de campo de 2010. Estas medidas deben tomarse para poder desarrollar modelos precisos específicos a las áreas mapeadas.
La parte sur del SSPM todavía necesita verificación de campo.
Se creó la segmentación para determinar los polígonos de formas biológicas usando las imágenes multiespectrales de 2.4 m de ambos parques. Esto funcionó bien, pero para el SSPM también se tuvo la opción de usar la imagen compuesta de 0.6 m. Se requirió más tiempo para crear esta imagen compuesta y no estuvo disponible para el trabajo de campo de junio de 2010. Sin embargo, los nuevos segmentos podrían crearse de la imagen compuesta, dando mejores resultados que la imagen de 2.4 metros.
Fue necesario georeferenciar la imagen compuesta de 0.6 metros del SSPM con la imagen multiespectral de 2.4 metros del SSPM. Este proceso no puede producir una alineación exacta y naturalmente existe un error de desplazamiento. Ya que se crearon los polígonos de mayor tamaño de formas biológicas con la imagen de 2.4 metros y el mapa de la copa de los árboles se generó con la imagen de 0.6 metros, también habrá un pequeño error de compensación en estos productos. Esto producirá algunos pequeños errores en el etiquetaje de los polígonos de formas biológicas para el tamaño de la copa de los árboles y la cobertura del dosel.
Durante la creación del mapa de la copa de los árboles, la imagen multiespectral de 2.4 metros del SSPM se estudió rigurosamente. Se descubrió que en este mosaico proporcionado por la Universidad de Arizona, una de las escenas pequeñas utilizadas en el mosaico tiene un error de desplazamiento de 40 metros y puede observarse en la ubicación 30 58’ 00’’ N, 115 26’ 11’’ W. Ya que la imagen compuesta se geocorrigió a esta imagen, est desplazamiento crea una distorsión que causa un desplazamiento entre el mosaico compuesto y los mosaicos multiespectrales. Este desplazamiento es menor cuanto más lejos de la ubicación especificada arriba, pero puede corregirse comparando los mosaicos con puntos de control independientes en el suelo. Lamentablemente, no existen datos de campo adecuados de control en el suelo para realizar esto. Sería muy útil contar con más puntos de control en el suelo.

Desarrollar una Evaluación de la Precisión del Mapa (MAA)

La evaluación cuantitativa de la precisión de un mapa es crucial para determinar la exactitud del resto de los atributos del mapa. La recopilación de datos de campo sincronizada con la adquisición de imágenes y el desarrollo de mapas es un proceso costoso que toma tiempo, por ello y a pesar de su importancia, la MAA no siempre se lleva a cabo. El procedimiento de la MAA desarrolla varios niveles de confianza en la asignación de los atributos presentados por el producto y se basa en números mínimos de visitas de campo por atributo para ser informativa. Como resultado de las limitaciones de tiempo y presupuesto, no se aplicó ninguna evaluación formal de la precisión de los mapas para el PNC ni el SSPM. Las futuras visitas de personal de CONANP, CONAFOR o SEMARNAT, bien como socios Americanos, podrían brindar suficientes conjuntos de datos para aplicar una MAA para el PNC y el SSPM.

Consideraciones de las visitas de campo

El acceso a las áreas de visita durante la temporada de campo es un determinante importante de la precisión del mapa cuando se analizan imágenes de los tipos de vegetación para generar un mapa después de dichas visitas. Las áreas menos accesibles deben tener especial consideración durante el proceso de revisión.

Proceso de revisión del mapa

El proceso de revisión del mapa es uno de los aspectos más importantes de la producción de mapas precisos e valiosos. La retroalimentación, tanto positiva como negativa, es esencial en el desarrollo de un mapa que cumple con las necesidades del manejo de la tierra y recursos naturales.

Al revisar los mapas considere las siguientes preguntas:

¿Se revisó toda la extensión del mapa?
¿Qué atributos se mapearon con una alta precisión?
¿Qué atributos deben tratarse para aumentar la precisión del mapa?
¿Los polígonos capturan de manera precisa y exacta los tipos de vegetación y (o) sus atributos florísticos y estructurales?
¿Los tipos de vegetación son los adecuados para el uso deseado de los mapas, o existen tipos de vegetación que deben modificarse, añadirse o eliminarse?
¿La unidad mínima de mapeo de 0.4 hectárea (1 acre) es aceptable para los propósitos de manejo?
¿Se entiende la clave de vegetación CALVEG? ¿Es relevante para los usuarios finales?
¿Es preferible utilizar otro sistema de clasificación a diferencia del actual?
¿Existen otros atributos que pueden mapearse para tratar cuestiones de manejo de mayor inquietud, como cuestiones del hábitat de vida silvestre o humedales?
¿El mapa a nivel medio se presta para futuros esfuerzos de mapeo más intensivos, a nivel de proyecto?
¿Si las áreas son inaccesibles para los revisores durante las salidas de campo, existen fuentes de datos secundarias disponibles para dichas áreas? Esto incluye fotografías aéreas.
¿Existen disturbios posteriores a las imágenes, como incendios, que no se hayan capturado en el mapa actual?

Referencias

Brohman, R.J. y L.D. Bryant, ed. 2005. Existing vegetation classification and mapping technical guide, version1.0. [*Clasificación existente de la vegetación y guía técnica de mapeo, version 1.0*.] Informe técnico general WO-67. Personal de manejo del ecosistema.USDA Forest Service, Washington, D.C. En proceso de revisarse.

CNPS. 2011. Combined Vegetation Rapid Assessment and Releve Protocol (Protocolo combinado de evaluación rápida y releve). California Native Plant Society, Sacramento, CA. URL: http://www.cnps.org/cnps/vegetation/protocol.php
FGDC. 1998. Content standard for digital geospatial metadata [*Estándares para el contenido de metadatos geoespaciales digitales*]. FGDC-STD-007.3-1998. Federal Geographic Data Committee (Comité Federal de Datos Geográficos) y Servicio Geológico de los EEU, Reston, VA. http://fgdc.gov/standards/documents/standards/metadata/v2_0698.pdf.
Parker, A. J. 1982. The topographic relative moisture index: An approach to soil moisture assessment in mountain terrain. Physical Geography 3:160-168.

CLAVES DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN MAPEADOS.
PROYECTO DE MAPEO DE LOS PARQUES NACIONALES CONSTITUCIÓN DE 1857 Y SIERRA SAN PEDRO MÁRTIR,BAJA CALIFORNIA, MÉXICO
Servicio Forestal del USDA, Región Pacífico Suroeste, Laboratorio de Percepción Remota (RSL)
Autor: Hazel Gordon, ecóloga, RSL – hgordon@fs.fed.us
5 de julio de 2011
Nota**: La nomenclatura de los taxones proviene de varias fuentes, principalmente Thorne et at. 2010, Delgadillo 2005 y Hickman et al. 1993 o su 2da edición (ver abajo).**

I. Clave de formas biológicas
1A. El cierre absoluto del dosel (cobertura) de los árboles (coníferas y/o árboles latifoliados) es ≥ 10% de la parcela o el área ... 2
1B. El cierre absoluto del dosel (cobertura) de los árboles es < 10% de la parcela o el área ... 4
2A. **Vegetación dominada por árboles**: Si las coníferas tienen una cobertura relativa del dosel > 80% del total del cierre del dosel = **Forma biológica conífera**; pasar a **II. Clave de coníferas**
2B. **Vegetación dominada por árboles:** Si las coníferas tienen una cobertura relativa del dosel ≤ 80% del total del cierre del dosel ... 3
3A. **Forma biológica árboles latifoliados**:Si árboles latifoliados tienen una cobertura relativa del dosel > 90% del total del cierre del dosel = **Forma biológica árboles latifoliados**; pasar a **III. Clave de árboles latifoliados**
3B. **Forma biológica mixta**: Si árboles latifoliados tienen una cobertura relativa del dosel ≥ 20% del total del cierre del dosel y las coníferas tienen una cobertura relativa del dosel ≥ 10% del total del cierre del dosel = **Forma biológica mixta**; pasar a **II. Clave de coníferas** para el componente de las coníferas ("DOM1" en el mapa) y **III. Clave de árboles latifoliados** para el componente de los árboles latifoliados ("DOM2" en el mapa)

4A. **Vegetación dominada por arbustos (matorrales)**: Si la cobertura absoluta del dosel de los matorrales es ≥ 10% de la parcela o el área = **Forma biológica matorral**; pasar a **IV. Clave de matorrales y submatorrales**
4B. La cobertura absoluta de los matorrales es < 10% de la parcela o el área ... 5
5A. **Forma biológica herbácea o no-vascular:** Si la cobertura absoluta del dosel de otra vegetación vascular es ≥ 10% de la parcela o el área = **Forma biológica herbácea**; pasar a **V. Clave de pastizales y herbáceas**
5B. La cobertura absoluta de la vegetación vascular es < 10% de la parcela o el área ... **Forma biológica con poca vegetación o sin vegetación**; pasar a **VI. Clave de escasa vegetación y vegetación de desiertos** o**VII. Clave de tipos sin vegetación**
II. Clave de coníferas
cc = cobertura del dosel de coníferas
1A. Una sola especie de conífera que se encuentra de manera natural tiene ≥ 75% cc ... 2
1B. Ninguna especie de conífera que se encuentra de manera natural tiene ≥ 75% cc ... 5
2A. Pino contorta (**Pinus contorta ssp. murrayana**) tiene ≥ 75% cc ... **Pino contorta - LP**
2B. Si no ... 3
3A. Pino jeffrey (**Pinus jeffreyi**) tiene ≥ 75% cc ... **Pino jeffrey - JP**
3B. Si no ... 4
4A. Oyamel/abeto blanco (**Abies concolor**) tiene ≥ 75% cc ... **Oyamel - WF**
4B. Si no ... 5
5A. Ciprés de montaña (**Hesperocyparis montana**) tiene ≥ 50% cc ... **Ciprés de montaña - LM**
5B. Si no ... 6

6A. Pino coulter (**Pinus coulteri**) tiene ≥ 50% cc ... **Pino coulter - PC**
6B. Si no ... 7
7A. Pino piñonero (**Pinus quadrifolia**) tiene ≥ 50% cc ... **Pino piñonero – PQ**
7B. Si no ... **determinar alianzas adicionales según el porcentaje de cobertura del dosel de coníferas**
NOTA: Las siguientes son combinaciones de especies de coníferas; ninguna especie individual tiene ≥ 50% cc
8A. Combinación de Pino contorta y pino jeffreyi tiene ≥ 75% cc ... **Coníferas mixtas – Pino contorta - MJ**
8B. Si no ... 9
9A. Una mezcla de las siguientes especies en cualquier combinación tiene ≥ 75% cc: oyamel, pino jeffreyi, pino dulce (**Pinus lambertiana**), pino coulter, pino contorta, cedro (**Calocedrus decurrens**) **... Coníferas mixtas - Abeto - MF**
9B. Si no ... **determinar alianzas adicionales según el porcentaje de cobertura del dosel de coníferas**
III. Clave de árboles latifoliados
alc = cobertura del dosel de árboles latifoliados
NOTA: Q2 y QO (vea tipo WL, próxima clave) son tipos que pueden incluir matoralles bien como árboles

1A. Una sola especie de árbol latifoliado que se encuentra de manera natural tiene ≥ 50% alc ... 2
1B. Ninguna especie de árbol latifoliado que se encuentra de manera natural tiene ≥ 50% alc ... 7

2A. Encino costero (**Quercus agrifolia var. oxyadenia**) tiene ≥ 50% alc ... **Encino costero - QA**
2B. Si no ... 3
3A.Encino mazo (**Quercus chrysolepis**) tiene ≥ 50% alc ...**Encino mazo- QC**
3B. Si no ... 4
4A.Encino peninsular (**Quercus peninsularis**) en forma de árbol o matorral tiene ≥ 50% alc ...**Encino peninsular– Q2**
4B. Si no ... 5
5A. Álamo (**Populus tremuloides**) tiene ≥ 50% alc ... **Álamo - QQ**
5B. Si no ... 6
6A. Sauces de cualquier especie en forma arbórea o arbustiva (como el sauce rojo[**Salix laevigata**]**,** o **S. lasiolepis**) tienen ≥ 50% alc ... **Sauce arbóreo - QO**
6B. Si no ... determinar otras alianzas según el porcentaje de cobertura del dosel de árboles latifoliados para especies como el **Quercus wislizeni**, conforme sea necesario
NOTA: Los siguientes tipos son aquellos en los que ninguna especie individual de árbol latifoliado tiene ≥ 50% alc
7A. Combinación de taxones de árboles de especies hidrófitas como álamos (**Populus fremontii, P. balsamifera ssp. trichocarpa**), sauces, aliso (**Platanus racemosa**) y posiblemente **Alnus spp**. tiene ≥ 50% alc ... **Árboles latifoliados ribereños mixtos - NR**
7B. Si no ... **determinar otras especies dominantes o combinaciones de árboles latifoliados de tierras altas, conforme sea necesario**

IV Clave de matorrales y submatorrales
mc = cobertura del dosel de matorrales
NOTA: Q2 y WL (vea tipo QO, clave anterior) son tipos que pueden incluir árboles bien como matorrales
1A. Una sola especie o género de matorral que se encuentra de manera natural tiene ≥ 50% mc ... 2
1B. Ninguna especie o género de matorral que se encuentra de manera natural tiene ≥ 50% mc ... 11
2A. Chamizo vara roja (**Adenostoma sparsifolium**) por sí solo tiene ≥ 50% mc ... **Chamizo vara roja - CR**
2B. Si no ... 3
3A. Chamizo (**Adenostoma fasciculatum**) tiene ≥ 50% mc ... **Chamizo - CA**
3B. Si no ... 4
4A.Artemisa grande (**Artemisia tridentata ssp. tridentata**) tiene ≥ 50% mc ... **Artemisa grande - TT**
4B. Si no ... 5
5A. Encino peninsular (**Quercus peninsularis**) en forma de árbol o matorral tiene ≥ 50% mc ... **Encino peninsular – Q2**
5B. Si no ... 6
6A. Chamisa (**Ericameria nauseosa**) por sí sola tiene ≥ 50% mc ... **Chamisa - BR**
6B. Si no ... 7
7A. Manzanita (**Arctostaphylos patula ssp. platyphylla**) tiene ≥ 50% mc ... **Manzanita - CG**
7B. Si no ... 8

8A. Sauces únicamente en forma de matorrales o árboles (**Salix lasiolepis, S. bonplandiana, Salix spp**.) o bien en combinación ≥ 50% mc ... **Sauce matorral - WL**
8B. Si no ... 9
9A. Encinos en forma de matorrales (**Quercus berberidifolia, Q. chrysolepis, Q. wislizeni var. frutescens, Q. peninsularis, Q. palmeri, Q. turbinella)** solos o combinados ≥ 50% mc ... **Encino matorral - CS**
9B. Si no ... 10
10A. Especies de ceanothus (**Ceanothus leucodermis, C. cordulatus, C. greggii ssp. perplexans**, **C. cuneatus**) solos o en combinación tienen ≥ 50% mc ... **Chaparral ceanothus - CC**
10B. Si no ... 11
NOTA: Las siguientes son combinaciones de taxones de matorrales en las que por lo general ninguna especie es dominante en el polígono mapeado
11A. Arroyos, arroyos secos o riachuelos intermitentes en los que se encuentran matorrales o submatorrales solos o en combinación con ≥ 50% mc: Indigo falso (**Amorpha californica**), **Agavemoranii**, acacia uña de gato (**Acacia greggii**), romerillo (**Hymenoclea salsola**), rosa de California (**Rosa californica**), encino de la Isla de Cedros (**Quercus cedrosensis**) y otros ... **Matorral mixto ribereño - NM**
11B. Si no ... 12
12A. Mezcla de matorrales de mayor elevación que incluye algunos de los siguientes arbustos no dominantes: Manzanita (**Arctostaphylos patula** o **A. pringei ssp. drupacea**), **Ceanothus cordulatus**, **Symphoricarpos longiflorus ssp. martirensis, S. rotundifolius var. parishii (oreophilis**), **Philadelphus microphyllus**, **Holodiscus microphyllus var. microphyllus**, **Prunus emarginata**, **Ericameria martirensis** y otros, en combinación con ≥50% mc y el chamizo por lo general tiene < 5% mc ... **Chaparral mixto montano alto - CX**
12B. Si no ... 13
13A. Mezcla de especies de chaparral comunes de menor elevación incluyendo algunos de los siguientes matorrales no dominantes que no se han clasificado anteriormente: Chamizo, chamizo de vara roja, **Ceanothus leucodermis**, **C. greggii ssp. perplexans,C. cuneatus**; encinos arbustivos (**Quercus spp**.), **Garrya veatchii, G. flavescens, G. grisea**; maderita (**Eriogonum fasciculatum**), **Fremontodendron californicum**, manzanita (**Arctostaphylos pungens**), manzanita peninsular (**Arctostaphylos peninsularis**), yerba santa (**Eriodictyon trichocalyx, E. angustifolium**), **Keckiella ternata var. ternata**, **Frangula californica**, **Rhamnus ilicifolia**, **Cercocarpus betuloides**, **Rhus ovata**, **Ericameria parishii**, **Hazardia squarrosa** y **H. vernicosa**, **Isocoma menziesii**, **Salvia clevelandii**, **Berberis higginsiae**, **Viguiera laciniata** y otros con ≥ 50% mc ... **Chaparral mixto montano bajo – CQ**
12B. Si no … 14
14A. Una mezcla combinada de especies secas o áridas que tienen ≥ 50% de toda la cobertura de matorrales. El grupo incluye matorrales que no se han clasificado anteriormente en otros tipos. La mezcla puede incluir algunos de las siguientes: yuca (**Yucca schidigera**), agave (**Agave deserti ssp. Pringlei)**, choyas o nopales (**Cylindropuntia spp., Echinocereus spp., Opuntia spp**.), ocotillo (**Fouquieria splendens**), **Nolina palmeri ssp. palmeri**, encino arbustivo (**Quercus turbinella**), **Trixis californica**, **Dendromicon rigida**, salvia blanca (**Salvia apiana**), rama blanca (**Encelia farinosa**), **Viguiera parishii**, dragón amarillo (**Keckiella antirrhinoides**), canutillo (**Ephedra californica**), jojoba (**Simmondsia chinensis**), **Prunus fremontii**, **Prunus fasciculata var. vasciculata** y otros …**Matorrales mixtos semidesérticos - DY**

14B. Si no ... 15
15. Si no determinar otros tipos de matorrales de tierras altas y riparios como la hierba del carbonero (**Baccharis salicifolia**); manzanitas dominantes como la manzanita peninsular **Arctostaphylos glauca, A. pringlei ssp. drupaceae** o sus combinaciones**;** yerba santa (**Eriodictyon angustifolium**); salvia rosa (**Salvia pachyphylla**); **Ceanothus cordulatus**; **Frangula californica ssp. tomentella**, etc.

V. Clave de pastizales y herbáceas
hbc = cobertura del dosel herbáceo
1A. El hábitat se encuentra inundado o saturado por temporadas o permanentemente, al menos en parte, o saturado ocasionalmente ... 2
1B. El hábitat no es visible, está inundado constantemente o deliberadamente ... 3
2A. Estas praderas por lo general tienen suelos de fina textura, orgánicos o húmedos. Los pastos hidrófilos y las especies parecidas a los pastos y herbáceas se encuentran en combinación y tienen ≥ 50% hbc, incluyendo varias gramíneas como **Muhlenbergiaspp**., ciperáceas (**Carexspp**.), juncos (**Juncusspp**.), **Eleocharisspp**., herbáceas como **Potentilla spp.**, **Linanthus spp.**, **Epilobium spp.**, **Astragalus spp.**, **Oenothera spp.**, **Linum spp.**, etc. ... **Praderas húmedas - HJ**
2B. Si no ... 3

3A. Estos campos son una forma de pastizal seco a húmedo en la que la composición de las especies es una mezcla de pastos y leguminosas perennes y algunas anuales que varían según las prácticas de manejo. Dichos pastizales, áreas seminaturales o de gran elevación contienen mezclas de pastos anuales y perennes y matorrales anuales y/o perennes con ≥ 50% hbc. La mezcla puede incluir herbáceas como **Phlox spp., Aster spp., Erodium spp., Hemizonia spp**., **Lupinus spp**, **Brassicaspp**. (perennes o anuales), y pastos como **Poa spp., Bromus spp., Avena spp., ySchismus spp**. ... **Pastos y herbáceas perennes - HM**
3B. Si no ... agregar categorías adicionales como pastos secos (**Pastos y herbáceas anuales = HG** y similar)

VI. Clave de escasa vegetación y vegetación de desiertos

1A. Si la vegetación vascular es < 5% de la parcela o el área ... utilice **VII. Clave de tipos sin vegetación**
1B. Si la vegetación vascular es ≥ 5% de la parcela o el área ... regresar a **I. Clave de formas biológicas** utilizando valores de cobertura absoluta de dosel para cada organismo de ≥ 5%, manteniendo los valores relativos de cobertura del dosel según dados

VII. Clave de tipos sin vegetación
nvc = cobertura sin vegetación
Nota: Sólo se han mapeado dos tipos sin vegetación en este proyecto.
1A. Las aguas abiertas o los cursos cerrados de agua ocupan ≥ 50% nvc ... **Agua - WA**
1B. No como lo anterior ... 2
2A. Paisajes estériles por naturaleza (acantilados, roca firme, arena, hojarasca sin vegetación viva, etc.) ocupan ≥ 50% nvc ... **Estéril - BA**
2B. Si no … considere otras categorías como características artificiales o desérticas

Referencias taxonómicas

Delgadillo, J. 2005. El bosque de coníferas de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México, D.F. 150 pp.

Hickman, J.C., ed. 1993. The Jepson manual: higher plants of California. University of California Press, Berkeley.

Jepson Interchange, http://ucjeps.berkeley.edu

Thorne, R.F., R.V. Moran, R.C. Minnich, 2010. Vascular plants of the high Sierra San Pedro Martir, Baja Californica, Mexico and an annotated checklist. Aliso 28: 1-57.

ANEXO 2

GREMIOS Y GRUPOS FUNCIONALES (SCHNITZLER ET AL. 2001, 2007).

Table 1. Characterization of functional groups or guilds by different authors

Groups defined by foraging site or clutter situation	Groups defined by foraging mode and foraging site	Groups defined by signal parameters	Guilds defined by			Groups defined by habitat and foraging behavior
			Habitat	Foraging mode	Diet	
Open foragers	Open space foragers above vegetation	Low duty-cycle bats, high intensity	Uncluttered space	Aerial	Insectivore	Open space aerial foragers
Woodland/edge/ intermediate clutter foragers	Open space foragers between vegetation	Low duty-cycle bats, high intensity	Background-cluttered space	Aerial	Insectivore	Edge space aerial foragers
				Trawling	Insectivore Piscivore	
	Gleaning from water surfaces	Low duty-cycle bats, high intensity	Background-cluttered space			Edge space trawling foragers
Clutter foragers	Gleaning from leaves and ground	Low duty-cycle bats, low intensity	Highly cluttered space	Gleaning	Insectivore, frugivore, nectarivore, carnivore, sangivore, omnivore	Narrow space gleaning foragers
Clutter foragers	Foraging close or within vegetation	High duty-cycle bats	Highly cluttered space	Aerial	Insectivore	Narrow space flutter-detecting foragers
Aldridge and Rautenbach [16]	Neuweiler [33]	Fenton [34]	Schnitzler and Kalko [13]			Schnitzler and Kalko [12]

ANEXO 3

MONOGRAFÍAS RESUMEN DESCRIPTIVAS DE LAS ESPECIES

FAMILIA VESPERTILIONIDAE

Corynorhinus townsendii (Cooper 1837)

Murciélago de Townsend de orejas grandes

Diagnosis.La base del pelaje dorsal es de color pizarra o gris; y las puntas varían desde el café canela al café negruzco. La base del pelaje ventral es color pizarra, parduzco o gris; y parduzco o beige en las puntas. LT, 90-112; C, 35-54; P, 9-13; O, 30-39; T, 11-17; Ant, 39.2-47.6; peso, 5-13 (Kunz y Martin 1982).

Distribución. Se encuentra desde el oeste de Norte América, desde Columbia Británica hasta Baja California, Sonora y Oaxaca, México. Al norte a través de las tierras altas de México y centro de Texas, el oeste de Oklahoma, este de Colorado, el centro de Dakota del sur y Creston, Columbia Británica (Handley 1959; Villa 1966; Barbour y Davis 1969).

Ecología y comportamiento.Esta especie es común en bosques siempre verdes, matorrales desérticos, zonas riparias, hábitats desérticos de planicies y a bajas elevaciones, hábitats húmedos caracterizados por bosques deciduos y de coníferas; tierras bajas costeras, cerca a laderas cubiertas de vegetación mixta (Dalquest 1947; Handley 1959; Jones 1965). Los límites de su rango altitudinal varían desde el nivel del mar hasta por arriba de los 3160 msnm (Pearson et al. 1952; Villa 1966).

Suelen perchar en cuevas, tubos de lava, estructuras hechas por el hombre, minas, en huecos de árboles y entre la corteza (Dalquest 1947, 1948; Pearson et al. 1952; Graham 1966). Coníferas grandes con estructuras de doseles abiertos y complejos, atraen a esta especie para perchar. Los grupos de árboles tienen un conjunto de 10-12 individuos aislados o en estructuras más cerradas. De todos estos grupos, corresponden a árboles con

un DBH de 90-180cm. Estas áreas focales tienen doseles más abiertos y complejos, junto conDBH grandes (Cascadia Research Collective 2009).

En primavera y verano, las hembras forman colonias de maternidad, en las partes cálidas de cuevas, minas y edificios, con más de 100 individuos en algunos casos; las cuales se desintegran en agosto (Pearson et al. 1952; Fellers y Pierson 2002; Pierson y Fellers 1998); pero durante este periodo los machos son solitarios (Pearson et al. 1952; Humphrey y Kunz 1965; Barbour y Davis 1969). La temperatura de los sitios de maternidad varía entre los 18-30°C, con una media de 24.1°C; y la media de los sitios con individuos o pequeños grupos con 22.2°C (Pierson y Rainey 1998). Por otro lado, existe una alta fidelidad a los sitios de percha donde se forman las colonias (Dobkin et al. 1995; Sherwin et al. 2000).

En invierno, la mayoría de los murciélagos perchan individualmente o formando pequeños grupos de algunos cuantos, hasta docenas de ellos (Twente 1955; Humphrey y Kunz 1965); y prefieren lugares fríos para hibernar de entre los 0-13.7°C (Wackenhut 1990) por lo general cerca de las entradas bien ventiladas de cuevas y minas (Dalquest 1947; Pearson et al. 1952; Twente 1955; Barbour y Davis 1969).

La mayoría de los vuelos que realizan al forrajear los realizan entre los 10-30 m sobre el suelo, entre el dosel medio y alto de los árboles; realizan vuelos rápidos y bajos, a través de los pastos lo que indica que no forrajean en éstos. Favorecen los hábitats riparios a lo largo de arroyos y pequeños afluentes. Esta asociación cercana se acentúa por el hábitat circundante de pastizales abiertos. Ocasionalmente se encuentran en zonas abiertas, típicamente en asociación con árboles dispersos o arbustos grandes. También evita pastizales abiertos, tanto cuando forrajean como cuando se desplazan entre las zonas de perchado y áreas de forrajeo. Cuando cruzan estos espacios, los murciélagos descienden hasta quedar cerca de 1 m del suelo. Los vuelos cerca de espacios abiertos siempre se realizan de forma rápida y usualmente en línea recta, pero ocasionalmente de forma errática (Fellers y Pierson 2002).

No se conocen distancias largas de migración reportadas; en California el movimiento más grande es de un macho que viajó 32.2 km (Pearson et al. 1952). Los movimientos de tres individuos desde la colonia de maternidad hacia la zona de hibernácula fueron de 11.6 km (Humphrey y Kunz 1976). Barbour y Davis (1969), reportaron movimientos de 64.4 km en Virginia. Por lo que la especie demuestra un alto grado de apego a estos sitios, por lo que regresan año con año a los mismos lugares para reproducirse (Pearson et al. 1952). Sin embargo, este murciélago suele volar de entre 5-10.5 km de las zonas de perchado a las de forrajeo. En algunos estudios se ha encontrado que las hembras generalmente viajan distancias mayores que los machos para forrajear, con sus centros de actividad entre los 3.2±0.5 km, en comparación con 1.3±0.2 km de los machos. No obstante, esto puede depender del sexo, edad, condición reproductiva y disponibilidad de hábitat aptos para forrajear (Fellers y Pierson 2002). Dentro de este rango se encuentran localizados por lo general los sitios de perchado dentro de un área cercana a cuerpos de agua, variando entre los 100m, hasta los 8km de distancia (Pierson y Rainey 1998).

Gremio. Se considera como "*gleaner*" aéreo (Kunz y Martin 1982; Aldridge y Rautenbach 1987; Norberg y Rayner 1987; Fellers y Pierson 2002; Schnitzler et al. 2001, 2003). Emiten pulsos en rangos de 10-20/s con frecuencias de 90-20 kHz (Grinnell 1963).

Alimentación. Se alimenta principalmente de polillas (Lepidoptera) de entre 6 mm de largo, pero pueden alimentarse también de otros insectos como los del orden Neuroptera, Coleoptera, Diptera e Himenoptera (Ross 1967; Whitaker et al 1977).

Reproducción.El patrón reproductivo se caracteriza por un proestro corto a fines del verano. El estro y copulación subsecuente comienzan en otoño, donde el pico de copulaciones ocurre de noviembre a febrero. Son reproductivamente activos al año de edad. La gestación varia de los 56-100 días y los partos se dan lugar en la primavera y fines de verano, seguido de un periodo de anaestro. Existe dimorfismo sexual, donde las hembras son de mayor tamaño (Pearson et al. 1952).

Antrozous pallidus (LeConte 1856)

Murciélago pálido

Diagnosis.Se distingue de otros vespertilionidos por tener orejas largas, ojos grandes y coloración clara. El pelaje dorsal suele ser de color crema con puntas gris brillante o café brillante, mientras que el ventral es marfil o blanco; la membrana alar es gris o marrón grisáceo. Los nostrilos tienen forma de embudo y tienen pequeñas glándulas en el hocico que secretan una esencia almizclada (Nagorsen y Brigham 1993).LT, 92-153; C, 35-53; P, 11-16; O, 21-37; Ant, 45-60; peso, 13-29 (Hermanson y O'Shea 1983).

Distribución. Habita las regiones áridas a travésdel oeste de Norte América, desde el sur de la Columbia Británica, Oklahoma, Kansas, Wyoming; hasta el centro de México, con una población aislada en Cuba (Hermanson y O'Shea 1983).

Ecología y comportamiento.Son característicos de zonas desérticas y parecen ser más abundantes en la vegetación del desierto deSonora (Orr 1954), pero son menos abundantes en bosques siempre verdes, de coníferas y mixtos que en ensambles de vegetación de elevaciones bajas (Jones et al. 1965; Baker et al. 2008). Los límites de su rango altitudinal varían desde los 700 msnm hasta los 2 440 msnm.

Suelen perchar en pequeñas colonias de individuos dentro de agujeros de rocas y estructuras antropogénicos, pequeñas cuevas, árboles vivos o muertos con DBH > 60 cm (Rabe et al. 1998) y puentes. Los árboles suelen tener dosel alto con poca cobertura media y baja, dando lugar a la exposición solar el cual parece ser un factor de selección por hembras activas(Baker et al. 2008).Estos refugios están por lo general localizados dentro o cerca de la áreas de forrajeo (>1.5 km hasta 30 km, con un rango aproximado de 3-4 km) y de cuerpos de agua (2-6 km) (Hermanson y O'Shea 1983; Rambaldini y Brigham 2004). Los sitios de perchado suelen estar en agujeros de laderasal sur y este; dondelas aberturas están orientadas al sur y sureste,con la temperatura interna permaneciendo alrededorde los 30° C(Rabe et al. 1998; Baker et al. 2008).

Son mayormente inactivos en invierno y parecen hibernar en ranuras profundas y estrechas dentro de cuevas, cavernas, minas abandonadas y edificios que mantengan humedad y temperatura que no decaiga hasta el congelamiento (Hermanson y O'Shea 1983).

Los hábitats de forrajeo son variados, los cuales incluyen pastos, bosques de pinos, zonas agrícolas y riparios. Forrajean cerca de los 0.5 a 2.5 m de la superficie del suelo y sobre la superficie de la vegetación (O' Shea y Vaughan 1977) y suelen ocupar áreas abiertas y claros.Pero, Baker et al. 2008, sugieren que pueden forrajear dentro de bosques de coníferas con zonas de vegetación más densa y con estratos bajos.

Gremio. Se le considera recolector aéreo(Kunz y Martin 1982; Aldridge y Rautenbach 1987; Norberg y Rayner 1987; Fellers y Pierson 2002; Schnitzler et al. 2001, 2003). Emiten vocalizaciones de 35-5 kHzpara la localización de presas (Brown et al. 1978) y de 60-30 para evitar obstáculos (Razar et al. 2006).

Alimentación. Son principalmente insectívoros (Ortoptera, Coleoptera, Solpugida, Lepidoptera y Diptera) (Hermanson y O'Shea 1983), pero también se ha observado que pueden alimentarse de lagartijas y pequeños vertebrados (Johnston y Fenton 2001).

Reproducción.Los apareamientos ocurren entre octubre y diciembre, pero se han reportado algunos en el mes de febrero (Hermanson y O'Shea 1983). Tienen ovulación retardada, pues almacenan el esperma y la fecundación se da hasta la primavera. La gestación dura aproximadamente 9 semanas, dando lugar a los nacimientos en los meses de mayo a junio. Por lo general nacen dos crías y los machos son activos hasta el primer otoño o cercano a su primer año de vida (Hermanson y O'Shea 1983). No presentan dimorfismo sexual (Davis 1969).

Myotis milleri (Elliot 1903)

Myotis de Miller

Myotis evotis (H. Allen 1864)

Myotis de orejas largas

Diagnosis.Se distingue por tener orejas negras largas, midiendo entre 5mm y se extienden más allá de la punta de la nariz, al extenderse frontalmente; sin franja conspicua de pelo en borde posterior del uropatagio. Es de las especies más grandes somática y cranealmente del género *Myotis* del continente americano. El pelaje es de color café pálido o paja, brillante y suave, con base de color negra. Las orejas y membranas corporales de color negro, y en el borde posterior del uropatagio tiene una franja discreta de pelos diminutos. El trago es largo y fino; es calcar es largo una y media veces la distancia de la pata a la cola y no es quillado. LT, 87-100; C, 34-45; P, 8-11; O, 9-22; Ant, 36-41; peso, 5-8 (Manning y Jones 1989).

Distribución.Se localiza en ambientes templados del norte del continente americano. Se encuentra desde la parte central de la Columbia Británica y Alberta; al sur por la costa del Pacífico hacia Baja California, al este hacia Montana e Idaho, finalmente al oeste en las Dakotas (Manning y Jones 1989).

Ecología y comportamiento.Se encuentra desde hábitats secos hasta bosques templados; desde pastizales a bosques de coníferas, en matorral, chaparral, bosques de salvia, ripariosy zonas agrícolas. Los límites de su rango altitudinal varían desde el nivel del mar hasta cercanos a los 2 830 msnm (Manning y Jones 1989).

Suelen perchar en cuevas, estructuras antropogénicas, grietas de rocas y suelo, minas, cavidades de los árboles vivos o muertos (Kunz 1982; Manning and Jones 1989; Vonhof and Barclay 1996). Los sitios de forrajeo suelen encontrarse en zonas cercanas a cuerpos de agua entre un rango de 500 m del sitio de perchado (Waldien et al. 2001; Waldien y Hayes 2001;Snider et al. 2013), aunque algunos estudios sugieren que no es un factor determinante para la selección del sitio de perchado, más bien las características inherentes que proporciona el lugar como la exposición solar, temperatura interna, orientación del refugio, cobertura del árbol (ej. Waldien et al. 2001; Arnett y Hayes 2007). El DBH de los

árboles que emplean, suele ser mayor a los 60 cm (Mellink 1991; Waldien et al. 2001), no obstante, existe reporte de que pueden emplear árboles con diámetros menores de alrededor de 17cm (Rancourt et al. 2005); y baja cobertura del dosel (16-25%) (Waldien et al. 2001; Rancourt et al. 2005; Solick y Barclay 2006; Snider et al. 2013). Las aperturas de los refugios se han encontrados orientados al sur y este, localizados en árboles de laderas que dan al este (Waldien et al. 2000, 2001; Solick y Barclay 2006). Existen trabajos específicos que hablan sobre sitios de perchado en agujeros de rocas en los cuales dependiendo del estado reproductivo y estación del año, es el uso específico (ej. Chruszcz y Barclay 2002; Snider 2013).

Las hembras forman pequeñas colonias de maternidad en el verano, mientras que los machos y hembras inactivas son solitarios o perchan en grupos de muy pocos individuos. Y no demuestra alta fidelidad a los sitios de perchado como otras especies, teniendo una rotación muy frecuente (Manning y Jones 1989; Waldien et al. 2000;Rancourt et al. 2005; Nixon et al. 2009;Snider 2013).

Poco se sabe sobre la hibernácula e hibernación de esta especie, pues se especula que no puede migrar debido al gasto energético que esto demandaría, pero existen dos registros de una posible hibernación en una cueva y mina (Navo et al. 2002; Schmidt 2003).

Suele forrajear a 1 m de distancia del suelo (Barclay 1991), pero se ha observado que a principios de la etapa de forrajeo puede llegar a volar hasta los 12 m sobre el suelo (Ingles 1949).

Gremio. Es considerado recolector aéreo al atrapar sus presas en suelo, superficies de la vegetación o de los cuerpos de agua (Fenton et al. 1980; Aldridge y Rautenbach 1987; Norberg y Rayner 1987; Schnitzler et al. 2001, 2003). Emiten vocalizaciones entre los 100-31 kHz (Fenton y Bell 1981; Faure et al 1990; Barclay 1991; Faure y Barclay 1994).

Alimentación. Se alimentan principalmente de lepidópteros, coleópteros y dípteros (Manning y Jones 1989).

Reproducción. El ciclo de apareamiento no está documentado para la especie, pero hay registros de nacimientos de los meses de mayo a julio; la gestación dura entre 50-60 días y la lactancia se da lugar de junio a septiembre. Solo paren una cría por evento (Manning y Jones 1989; Manning 1993).

Conservación. Es una especie considerada endémica bajo protección especial en la NOM 059 (SEMARNAT 2010).

Myotis volans (H. Allen 1866)

Myotis de piernas largas

Diagnosis.Se distingue de otros miembros del género por la combinación de sus orejas redondeadas, las cuales apenas llegan al nostrilo al extenderlas hacia el frente; pequeñas patas, calcar quillado y pelo en el envés de la membrana alar, el cual se extiende desde el cuerpo hasta la línea que une el codo con la rodilla. El color del pelaje puede variar, donde el dorsal es de color ocre hasta el rojizo oscuro, café negruzco o canela. El color ventral puede ser de beige a café canela o café ahumado.LT, 83-106; C, 32-49; P, 5-9; O, 10-15; Ant, 37-41; peso, 5-9 (Miller y Allen 1928).

Distribución.Habita el este de Norte América desde el extremo suroeste de Alaska y Canadá hasta la zona central de México (Miller y Allen 1928).

Ecología y comportamiento.Se considera una especie que se encuentra más en bosques de coníferas, pero también puede localizarse en riparios y hábitats desérticos. Utiliza edificios, grietas y huecos en rocas y árboles; cuevas y minas como sitios de perchado (Miller y Allen 1928). Existen muy pocos estudios que describan los requerimientos de hábitat y de rango hogareño de la especie, no obstante, Ormsbee y McComb (1997) observaron que esta especie selecciona troncos de árboles muertos con DBH de aproximadamente 97 cm, los cuales se extienden sobre el dosel y se encuentran en sitios con mayor altitud y cerca de los arroyos; los sitios de perchado se localizaban en sitios con mayor densidad de troncos muertosy con mayor altitud a causa de temperaturas más altas(Arnett y Hayes 2007). Pero en otros trabajos encontraron que también ocupan los que tienen entre 58-85 cm y con una cobertura del dosel del 19-29% (Baker y Lacki 2006); o de 30-38 y 54 cm (Johnson et al. 2007); localizados mayormente en pendientes que dan al sur (Cryan 2001). Baker y Lacki (2006) encontraron que la condición reproductiva afectaba la selección de sitios para perchar, en donde las hembras preñadas seleccionaban troncos con corteza delgada, mientras que las lactantes escogían árboles con corteza gruesa. También notaron que las hembras preñadas seleccionaban estos sitios en zonas riparias, mientras que las lactantes en sitios con pendiente ascendente.

Se ha estimado que los rangos hogareños de la especie no varían dependiendo de la condición reproductiva, sin embargo, hacen notar que los valores mayores son de los machos (300-1000 ha), hembras preñadas (360-520 ha) y hembras lactantes (250-360 ha), aproximadamente. A su vez, notaron que estos se localizaban cerca de los grupos de árboles con DBH entre 30-38 cm (Johnson et al. 2007) y a los cuerpos de agua (0.5-2 km) (Ormsbee y McComb 1997; Cryan, 2001).

Esta especie forma colonias de individuos en los sitios de perchado, depende del tamaño y características inherentes del lugar y la selección de éstos puede depender a su vez del contexto paisajístico (Arnett y Hayes 2007).Schmidt 2003).

Pueden forrajear sobre el agua (a 3-4 m) y en claros pequeños de los bosques y zonas riparias (Turner 1974; Fenton et al. 1980), también por encima de los árboles (10 m sobre el dosel) (Fenton et al. 1980). La distancia media que suelen volar del sitio de perchado al de forrajeo es de 2.5 km con un rango de los 0.7-6.5 km (Ormsbee y McComb 1997).

Gremio. Se considera una especie recolectora o de arrastre en superficie (Aldridge y Rautenbach 1987; Norberg y Rayner 1987; Schnitzler et al. 2001, 2003). Emiten vocalizaciones entre los 120-34 kHz (Saunders y Barclay 1992).

Alimentación.Consume principalmente polillas (Lepidoptera), pero también se le considera oportunista al ingerir invertebrados de cuerpo blando (Miller y Allen 1928; Fenton et al. 1980).

Reproducción. La copulación se lleva a cabo en agosto y es esperma se almacena en el tracto reproductivo durante el invierno, para dar lugar a la ovulación y fertilización en los meses de marzo a mayo, con nacimientos en los meses de mayo a agosto. Suelen tener una cría por evento (Druecker 1972).

ANEXO 4

USO DIFERENCIADO DEL HÁBITAT.

Porcentaje de uso de vegetación por especie por categoría de uso.

Hábitat potencial

Vegetación	***Corynorhinus townsendii***	***Antrozous pallidus***	***Myotis milleri***	***Myotis volans***
Chaparral	58.11	45.06	58.47	58.06
Matorral	5.91	4.58	0.00	5.92
Praderas húmedas	0.00	0.40	0.52	0.52
Pastos y hierbas	0.52	18.28	0.00	0.00
P. jeffreyi	27.28	21.15	27.51	27.31
P. contorta	0.11	0.08	0.11	0.11
Coníferas mixtas	8.08	6.26	8.12	8.09

Unidades reproductivas

Vegetación	***C. townsendii***	***A. pallidus***	***M. milleri***	***M. volans***
Chaparral	58.79	44.15	57.46	52.53
Matorral	0.01	0.27	0.00	0.38
Praderas húmedas	0.67	0.61	2.80	0.82
Pastos y hierbas	0.00	20.43	0.00	0.00
P. jeffreyi	31.99	22.56	34.50	30.14
P. contorta	0.14	0.13	0.30	0.17
Coníferas mixtas	8.39	5.46	5.00	7.29

Continuación…

Perchado probable para la especie

Vegetación	*C. townsendii*	*A. pallidus*	*M. milleri*	*M. volans*
Chaparral	39.00	23.80	37.50	25.42
Matorral	0.00	0.00	0.00	0.00
Praderas húmedas	0.00	0.00	0.00	1.86
Pastos y hierbas	0.00	2.60	0.00	0.00
P. jeffreyi	51.90	66.80	53.30	57.36
P. contorta	0.00	0.30	0.10	0.23
Coníferas mixtas	9.10	6.60	9.10	16.98

Perchado probable para hembras activas

Vegetación	*C. townsendii*	*A. pallidus*	*M. milleri*	*M. volans*
Chaparral	39.70	0.00	3.70	30.20
Matorral	0.00	0.00	0.00	0.00
Praderas húmedas	0.00	0.00	0.00	0.00
Pastos y hierbas	0.00	0.00	0.00	0.00
P. jeffreyi	54.00	89.90	83.79	63.44
P. contorta	0.00	1.10	0.52	0.23
Coníferas mixtas	6.30	8.90	12.00	6.10

ANEXO 5

ANÁLISIS DE PAISAJE

MÉTRICAS A ESCALA PAISAJE PARA LAS CUATRO ESPECIES.

Corynorhinus townsendii	NP	AREA_AM	GYRATE_AM	PROX_AM	ENN_AM	CONTAG	AI
Unidades reproductivas probables	1826	3001.18	2582.42	203.90	212.66	50.03	65.61
Perchado probable para la especie	119	3.36	78.94	0.31	1132.06	57.20	24.89
Perchado probable para hembras activas	81	3.94	86.52	0.35	931.17	69.72	26.21

Antrozous pallidus	NP	AREA_AM	GYRATE_AM	PROX_AM	ENN_AM	CONTAG	AI
Unidades reproductivas probables	2175	2118.90	2072.47	106.18	323.75	45.50	66.92
Perchado probable para la especie	428	4.65	90.16	0.87	595.50	61.99	25.06
Perchado probable para hembras activas	33	2.00	58.98	0.20	1188.67	97.73	16.88

Myotis milleri	NP	AREA_AM	GYRATE_AM	PROX_AM	ENN_AM	CONTAG	AI
Unidades reproductivas probables	439	506.65	1176.61	17.11	262.64	41.50	65.56
Perchado probable para la especie	140	3.06	73.61	0.26	1174.80	50.09	23.70
Perchado probable para hembras activas	85	2.80	72.38	0.20	864.11	87.03	17.39

Myotis volans	NP	AREA_AM	GYRATE_AM	PROX_AM	ENN_AM	CONTAG	AI
Unidades reproductivas probables	1562	1337.49	1565.17	106.20	223.27	45.04	62.40
Perchado probable para la especie	2234	2530.98	1938.31	288.81	223.08	46.71	54.62
Perchado probable para hembras activas	549	5.21	93.71	0.99	461.35	56.32	27.41

NP, número de parches; ÁREA_AM, tamaño ponderado de parche; GYRATE_AM, radio de giro; PROX_AM, proximidad; ENN_AM, vecino más cercano; CONTAG, contagio; AI, índice de agregación.

GLOSARIO

Parche. Se define como un área no linear relativamente homogénea que difiere de su entorno (Forman 1995). Proveen de múltiples funciones, incluyendo hábitat para la vida silvestre, áreas de recarga hídrica o recursos para las especies o nutrientes.

Parche estructural. Generalmente compuesto de tipos de suelo superpuestos y asociados a vegetación. Se refiere al patrón espacial de distintos elementos del paisaje, tales como el tamaño, la forma, configuración, número y tipo (Turner y Gardner 1991).

Parche funcional. Área homogénea para una función o un descriptor físico como altitud, temperatura, humedad y/o penetración de luz (Farina 2007).

Parche recurso. Mayormente relacionado a la ecología de los animales. Es decir, que puede formar parte del rango hogareño. Afecta a los individuos y es considerado como lo mismo o algo de menor extensión que el rango hogareño (Farina 2007).

Parche hábitat. Afecta a las poblaciones. Puede ser definido como una comunidad de plantas distintiva que es generalmente más grande que el rango hogareño (Farina 2007).
Parche corredor. Porción del mosaico de tierra que se emplea por un organismo para moverse, explorar, dispersarse o migrar (Farina 2007).

Corredor. Se define como el área linear de una cubierta particular de tierra que es diferente en contenido y estructura física del contexto (Forman 1995).

Matriz. Es la cubierta dominante en términos de área, grado de conectividad, continuidad y control provenientes de la dinámica del paisaje (Forman 1995).