



**Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias naturales y Oceanografía
Departamento de Zoología
Programa Magíster en Ciencias mención Zoología**

**Efectos de la configuración de áreas forestales sobre la comunidad
de murciélagos insectívoros en paisajes agroforestales**

POR Karol Vilches Piñones

Profesor Guía Fulgencio Lisón Gil

**Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanografía de
la Universidad de Concepción para optar al grado de Magíster en
Ciencias con Mención en Zoología**

Julio 2024

Concepción - Chile

**Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias naturales y Oceanografía
Departamento de Zoología
Programa Magíster en Ciencias mención Zoología**

**Efectos de la configuración del paisaje sobre la comunidad de
Murciélagos insectívoros en paisajes agroforestales en la región de
La Araucanía.**

COMISION EVALUADORA

**Dr. Fulgencio Lisón Gil
Profesor Guía
Facultad de Ciencias naturales y oceanográficas
Departamento de Zoología
Universidad de Concepción** _____

**Mg. Ignacio Fernández Latapiat
Evaluador Externo** _____

**Dra. Marcela A. Rodríguez García
Profesor Evaluador interno
Facultad de Ciencias naturales y oceanográficas
Departamento de Zoología
Universidad de Concepción** _____

**Dr. Claudio Correa Quezada
Profesor Evaluador interno
Facultad de Ciencias naturales y oceanográficas
Departamento de Zoología
Universidad de Concepción** _____

© 2024, Karol Vilches Piñones. Autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento.

AGRADECIMIENTOS

Dr. Fulgencio Lisón Gil, Director y Docentes del Departamento de Zoología, a mis compañeros de Magister. Me enseñaron lo bueno, lo malo y lo feo, fue una gran experiencia con estallido social y COVID incluidos.

A los murciélagos, soy su fan número uno, espero poder aportar desde mis herramientas no tan solo para hacer alusión a los miles de especies, si no por el motivo que ingrese a este programa, la conservación.

A mi pequeño Fernando Valdivia Vilches.

TABLA DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE TABLA	6
ÍNDICE DE FIGURAS	6
RESUMEN	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUCCIÓN	10
2. HIPÓTESIS	17
2.1 Predicciones de la Investigación.....	17
3. OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN	18
3.1 Objetivo General.....	18
3.2 Objetivo Específico.....	18
4. MÉTODOLOGÍA	19
4.1 Área de estudio.....	19
4.1.2 Monitoreo de la actividad de los murciélagos.....	21
4.3 Especies en estudio.....	22
Método bioacustico para las especies en estudio.....	22
4.4 Variables temporales y de paisaje.....	24
4.5 Evaluación de la estructura de las comunidades de murciélagos.....	25
5. ANÁLISIS DE DATOS	26
5. 1 Análisis bioacústico.....	26
5.2 Evaluación de la estructura de las comunidades de murciélagos.....	27
6. RESULTADOS	30
7. DISCUSIÓN	37
CONCLUSIONES	41
BIBLIOGRAFÍA	43

ÍNDICE DE TABLA

Tabla 1: Resumen de la actividad de los murciélagos registrada (media \pm DE) en todos los transectos (n=40) de cada tipo de paisaje en el área de estudio.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Imágenes de ejemplo de la heterogeneidad espacial en el área de estudio de este proyecto. (a) Área de gran heterogeneidad con relativamente cultivos pequeños, elementos no productivos bien conectados. (b) Área de pequeña heterogeneidad con cultivos relativamente grandes y áreas marginales no productivas. Elementos, dispersos y desconectados. Ejemplo de mapa ráster con zona de influencia de 500 m de radio para calcular las métricas del paisaje con Fragstats.

Figura2: Distribución de coeficientes estimados para variables ambientales que pueden afectar la actividad de los murciélagos en ambos paisajes. Estudió en La Araucanía, Chile. Los coeficientes de los modelos para cada especie se estimaron mediante bootstrapping (10000 simulaciones). Los intervalos de confianza del 95% (*) o 90% (·) que no se superponen con 0 indican una relación significativa con la actividad de la

especie (positiva o negativo). Siglas: Tadarida brasiliensis (Tbra); Lasiurus spp. (Lasi); Histiotus spp. (Histo); y Myotis chiloensis (Mchi).

Figura 3: Actividad estimada de murciélagos en cada tipo de paisaje (A o B) y especie por los modelos sin considerar el efecto de factores temporales, variables de cobertura forestal y árboles aislados. Los puntos indican el valor esperado, mientras que las líneas representan el intervalo de confianza del parámetro con un 95% de confianza estadística.

RESUMEN

El estudio examinó la ecología y distribución de murciélagos en Chile en la región de Temuco Valle Central de La Araucanía, destacando la importancia de la configuración del paisaje en la organización territorial para el buen manejo de la biodiversidad. Se enfocó en dos paisajes (homogéneo vs. heterogéneo). Utilizamos 4 transectos de 10 km con 10 puntos de escucha para realizar un análisis de la actividad de los murciélagos insectívoros, repitiendo cada transecto 5 veces. Los resultados revelaron que el paisaje heterogéneo estaba dominado por *Tadarida brasiliensis*, mientras que el homogéneo por *Lasiurus spp.* Solo *Tadarida brasiliensis* se vio afectada por el tipo de paisaje, con respuestas positivas para bosques nativos y mixtos, y negativas para plantaciones. La densidad de árboles aislados afectó la actividad de *Tadarida brasiliensis* y *Lasiurus spp.*, para los paisajes homogéneos. Se concluyó que considerar elementos del bosque en paisajes agroforestales es crucial para conservar comunidades de murciélagos y aprovechar sus servicios ecosistémicos para la conservación a largo plazo en la Araucanía, Chile.

Palabras clave: Chiroptera, Servicios ecosistémicos, Configuración del paisaje, plantaciones, Araucanía.

ABSTRACT

The study examined the ecology and distribution of bats in the Temuco Central Valley region of La Araucanía, Chile, highlighting the importance of landscape configuration in territorial organization for effective biodiversity management. It focused on two landscapes (homogeneous vs. heterogeneous). We used four 10 km transects with 10 listening points to analyze insectivorous bat activity, repeating each transect five times. The results revealed that the heterogeneous landscape was dominated by *Tadarida brasiliensis*, while the homogeneous one by *Lasiurus* spp. Only *Tadarida brasiliensis* was affected by landscape type, with positive responses to native and mixed forests and negative ones to plantations. The density of isolated trees affected the activity of *Tadarida brasiliensis* and *Lasiurus* spp. in homogeneous landscapes. It was concluded that considering forest elements in agroforestry landscapes is crucial for conserving bat communities and leveraging their ecosystem services for long-term conservation in Araucanía, Chile.

Keywords: Chiroptera, Ecosystem services, Landscape configuration, Plantations, Araucanía.

1. INTRODUCCIÓN

Los murciélagos son los únicos mamíferos con un vuelo verdadero y de acuerdo con su distribución son ampliamente conocidos en todos los continentes, excluyendo estudios en la Antártida. El orden Chiroptera se encuentra representado en todos los ecosistemas descritos y en diversos hábitats del mundo. Actualmente, se han descrito 1469 especies (Bat Conservation International, 2023) y, a la fecha, son el segundo orden de mamíferos más diversificado después de los roedores, siendo parte esencial de los flujos de energía entre las cadenas tróficas (Williams-Guillen et al., 2016) con otros organismos. La mayoría de las especies poseen una dieta insectívora, existiendo un 70% de las especies descritas (Fenton y Simmons, 2014) que permiten ser parte de múltiples roles asociados a la ecología de un hábitat suministrando un recurso ecosistémico.

Los murciélagos insectívoros son los principales controladores naturales de plagas agrícolas (Kunz et al., 2011), teniendo un alto impacto en la producción de cultivos a nivel mundial (Boyles et al., 2011; Maas et al., 2016) y gran potencial para mitigar los costos en el control de plagas (Aguirre, 2013; Guerra, 2014). Además, pocos estudios consideran a este orden como "especies paraguas" (Roberger & Angelstam, 2004; Jones et al., 2009; Minor et al., 2010; Lisón et al., 2015) por la necesidad de grandes extensiones de tierra para subsistir de manera

natural y funcionando como un canal de conservación para todo un ecosistema asociado. Sin embargo, al ser especies sensibles a los cambios de uso de la tierra y la extensión de la agricultura intensiva, sirven de modelo para estudiar paisajes en modificación para la implementación de medidas de conservación.

En Chile, los murciélagos son reconocidos por su importancia ecológica y económica (Rodríguez-San et al., 2020). No obstante, se desconocen muchos aspectos de su ecología y distribución a lo largo del país, lo que dificulta los esfuerzos de conservación, a pesar de su reconocimiento legal como animales benéficos para la agricultura. En el caso de los murciélagos insectívoros, se observan fuertes hábitos forestales y requieren conservar estos elementos del paisaje para sobrevivir, ya que estas áreas les dan refugios, zonas de reproducción y alimentación (Altamirano et al., 2017; Ossa et al., 2020).

A lo largo del país, se desconocen muchos aspectos de la ecología de los murciélagos y su dinámica en territorios agrícolas y agroforestales (Rodríguez-San Pedro et al., 2020) a pesar de ser beneficiosos en la ecología del paisaje y la agricultura nacional, siendo Chile uno de los principales países exportadores agrícolas del mundo (ODEPA, MINAGRI, 2022).

En el sur de Chile, la mayoría de estos murciélagos interactúan en ecosistemas forestales, dependiendo de los bosques, estableciendo relaciones complejas entre estos. Existen especies que utilizan áreas boscosas de forma no aleatoria

en función de sus morfologías, comportamientos y fisiologías únicas (Fenton & Bogdanowicz, 2002; Fabianek et al., 2015; Vasko et al., 2020), frente a la estructura y composición de la comunidad vegetal (Hayes, 2007; Law et al., 2016), requiriendo estas condiciones para su supervivencia y conservación (Ossa et al., 2020).

En las últimas décadas, los valles del centro y sur de Chile han experimentado significativos cambios en el paisaje forestal debido a actividades antrópicas como cultivos para la ganadería y plantaciones forestales de especies exóticas como *Pinus spp.* y *Eucalyptus*, siendo estas las más abundantes en el territorio (Miranda et al., 2015, 2017) debido a su producción forestal (INFOR, 2019). El modelo extractivista y capitalista sin una adecuada regulación, ha desplazado los bosques naturales desde la sexta región hacia el sur de Chile, considera una parte de la ecorregión del bosque Valdiviano.

La ecorregión del bosque Valdiviano es considerada a nivel mundial como uno de los cinco hotspots de Latinoamérica y parte de los tres hotspots de los Andes tropicales (Berrio et al., 2021). Es una de las reservas biológicas de la humanidad, pues alberga el 50 % de sus especies endémicas y se caracteriza por ser uno de los paisajes naturales más diversos en sus especies vegetales nativas (Myers et al., 2000; Fuentes-Castillo et al., 2020).

A través de esta investigación se analiza una comprensión más profunda de cómo la configuración del paisaje influye en la actividad de los murciélagos insectívoros. Este conocimiento es crucial para la planificación de estrategias de conservación en áreas agrícolas y forestales, y para el manejo sostenible de los recursos naturales. La investigación proporciona datos esenciales para evaluar el impacto de las actividades humanas en la biodiversidad con el propósito de discutir estrategias y políticas que promuevan la conservación de especies que sean claves para la salud de los ecosistemas. Además, el estudio contribuye a llenar vacíos en el conocimiento sobre la ecología de los murciélagos en paisajes modificados por el hombre, ofreciendo nuevas perspectivas sobre la interacción entre estas especies y su entorno.

La composición (porcentaje del tipo de hábitat) y configuración (tamaño del parche, densidad, ubicación, etc.) del paisaje afecta los flujos de energía del hábitat, condicionando la organización de los ecosistemas que influyen significativamente en la actividad de los murciélagos. Esto puede traducirse en un empeoramiento de su papel como controladores de plagas, entre otras cualidades, afectando parcial y directamente a los humanos y su ganado (Ancilotto et al., 2021), así como el control de ciertas enfermedades zoonóticas (Escobar et al., 2015).

Los elementos paisajísticos y su interconexión pueden influir en la movilidad de las especies de murciélagos, ya que las características ecomorfológicas influyen sobre los tipos de hábitats que pueden ser utilizados. Por esta razón, los murciélagos son un buen modelo de especie para estudiar la influencia del paisaje agroforestal y entender cómo se comporta un gremio como los murciélagos analizando su nicho ecológico en paisajes modificados por los humanos. De este modo, se pueden observar las causas y consecuencias de la pérdida de elementos del paisaje para las especies y evaluar el efecto del cambio en la configuración del paisaje en la actividad (Borcherding, 2006) de los murciélagos insectívoros en los bosques Valdivianos. El hábitat o el clima permiten la aplicación de un eficiente manejo de la biodiversidad. Es primordial para identificar en el hábitat o en el clima, factores que impulsan la distribución de especies y proporcionar información confiable y adecuada sobre el hábitat actual y manejo del futuro.

Analizar la ecología del paisaje es una herramienta poderosa en la selección y planificación de la industria agrícola y la conservación de la biodiversidad, porque con frecuencia no existe tiempo o recursos suficientes para inventariar correctamente áreas de predios agrícolas donde puedan acoger un "estatus" en los procesos de una agricultura sustentable. No obstante, los estudios en murciélagos siguen siendo escasos y a menudo abordan preguntas dispares o

especies individuales como el revelado de nichos de especies crípticas (Smeraldo et al., 2018). Este estudio tiene como propósito comprender si la configuración de los elementos del paisaje influye sobre la actividad de los murciélagos insectívoros. Se postula que aquellos paisajes con mayor número de parches de bosque nativo son beneficiosos para la presencia de especies de quirópteros insectívoros, a diferencia de los espacios homogenizados por la agroindustria forestal.

La investigación se sustenta en grabaciones de murciélagos en vuelo, que serán analizadas en este estudio, para comprender el modelo de distribución y de ocupación de los murciélagos, que sirva como alternativa a la planificación de la conservación dentro del área de un predio agrícola, en una porción del antiguo Valle de La Araucanía, zona sur de Chile.

Para lograr los objetivos planteados, se utilizaron grabaciones acústicas de murciélagos en vuelo en distintos tipos de paisajes, grabaciones que se analizarán para comprender la interacción del paisaje con la actividad de los murciélagos insectívoros. Este enfoque permite evaluar cómo la configuración del paisaje influye en la actividad de estas especies y, a su vez, proporciona una base sólida para la planificación de la conservación en áreas agrícolas.

En este manuscrito se presentan los resultados del análisis de la configuración del paisaje y su influencia en la actividad y ocupación de murciélagos insectívoros

en el Valle de la Araucanía. Los hallazgos de este estudio ofrecen una perspectiva valiosa para la conservación de la biodiversidad y el manejo sostenible de los recursos agrícolas en Chile.

2. HIPÓTESIS

La configuración de los elementos del paisaje influye sobre la actividad y ocupación de los murciélagos, se postula que aquellos paisajes con mayor número de parches de bosque nativo son beneficiosos para la presencia de las especies de quirópteros en los terrenos agroforestales y naturales en la Región de La Araucanía.

2.1 Predicciones de la Investigación.

El paisaje rural y las áreas de coberturas de bosque nativo presentan mayor actividad de murciélagos insectívoros considerable, aunque las áreas de cultivo y asentamientos humanos aumentan con el tiempo.

3. OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN

3.1 Objetivo General.

Estudiar la influencia de los elementos del paisaje sobre la actividad de los murciélagos insectívoros en el Centro Sur, región de La Araucanía, Chile.

3.2 Objetivo Específico.

Analizar la actividad de los murciélagos y su comunidad en ambos tipos/configuraciones de paisaje mediante monitoreo acústico.

Discutir medidas de conservación para los murciélagos en este punto caliente de biodiversidad.

4. MÉTODOLÓGÍA

4.1 Área de estudio.

La realización del estudio corresponde a la región de La Araucanía, ciudad de Temuco, en las Comunas de Freire, Padre las Casas, Vilcun y Cautín. Zona centro - sur de Chile. (UTM: 38°5S de latitud, 72°20 E de longitud). Estas zonas son consideradas una parte (antigua) de la ecorregión de los bosques Valdivianos, y también una isla geográfica debido a su aislamiento histórico (Donoso., 1993). Actualmente, considerado dentro del hotspot de biodiversidad (fuentes-Castillo et al, 2020). Esta región se caracteriza por su clima lluvioso oceánico templado que se puede encontrar en las costas, cordillera y pre cordillera Andina, permitiendo el desarrollo de un bosque austral.

A través del tiempo, el antiguo bosque nativo ha sido modificado por usos agroforestales, con un fuerte cambio de uso de tierra para pastizales (ganado), áreas agrícolas y exuberantes plantaciones forestales (San Martín et al, 2021). Este último, corresponde a la mayoría de la superficie ocupada por especies exóticas, que ha aumentado en 321.00 ha (FAO 2010; Bergh y Promis 2011). El valle está dominado por planicies aluviales donde el bosque nativo ha desaparecido en favor a los cultivos intensivos, áreas urbanas y plantaciones forestales (Miranda et al, 2015). Hoy en día, la mayor parte de la cobertura terrestre (aprox 75%) en el valle central de La Araucanía es tierra de cultivo con

predominancia a cultivos, pastizales y plantaciones de árboles exóticos (Ca 11%, Miranda et al 2015). De acuerdo con lo anterior, podemos observar dos grandes tipos de paisajes que estudiaremos: Uno está compuesto por pequeños parches de bosque en adelante, considerado el Paisaje A, y otro por pequeños parches de cultivos, descrito como monocultivo homogéneo, con una red corta de bosque reticulado y parche de bosques escasos, correspondiente al paisaje B.

Utilizamos imágenes de Google Earth® para distinguir dos tipos principales de paisajes agrícolas que diferían en el tamaño de sus campos (Rey et al. 2020), y en la presencia de elementos de vegetación leñosa (Figura 1). Para caracterizar estas dos zonas, seleccionamos tres áreas de 5x5 km representativas de los tipos de paisajes agrícolas. A continuación, utilizamos el software Q-GIS (2004–2016) para medir las siguientes características de cada campo agrícola; (1) Área del campo cultivado (ha); (2) Longitud de la línea de árboles (m); (3) Área interior de bosque nativo (ha); y (4) Área interior de plantaciones de árboles (ha). Así, podemos reconocer dos tipos de paisaje: uno de pequeños campos (~2,5ha) con una gran red de bosque reticulado (en adelante, Paisaje A) y otro de grandes parches de campo (~74,1ha; monocultivo homogéneo) con una pequeña red de bosque reticulado y escasos parches de bosque (Paisaje B; Figura 1) (Rey et al., 2020).

4.1.2 Monitoreo de la actividad de los murciélagos.

Se establecieron cuatro transectos de 10 kilómetros de longitud en dos paisajes con diferente configuración forestal: En el paisaje A sus elementos corresponden a parches agrícolas pequeños y heterogéneos y los paisajes B a parches agrícolas grandes y homogéneos.

Cada transecto tuvo 10 puntos de escucha separados por 1 kilómetro entre ellos lo más recto posible dentro del paisaje. Para poder desarrollar los puntos de escucha por noche, el desplazamiento entre punto se hizo en vehículo. Los puntos de grabación se iniciaron en el punto 1 y cada punto por mes comenzará donde termina el punto anterior ya que los murciélagos son especies móviles, las grabaciones pueden ocasionar un sesgo.

Los transectos se iniciaron 30 min después de la puesta de sol. El orden de los transectos (puntos de inicio y final) se eligió al azar la primera vez y después se alternaron mensualmente para evitar el sesgo causado por la hora de inicio. De este modo, si el orden de un transecto era del punto 1 al punto 10 un mes, al mes siguiente sería del punto 10 al punto 1. Es importante recordar que la configuración dentro de los parches homogéneos y heterogéneos corresponde a elementos como tipos de especies de árboles, densidad de los árboles y árboles aislados.

Semanalmente, se realizó un transecto para cada tipo de paisaje, repitiendo este proceso de noviembre 2019 a diciembre 2020. En total, cada punto de muestreo se replicó 5 veces con recopilación de 400 mediciones en ambos tipos de paisajes. Los transectos se realizaron siempre en condiciones meteorológicas adecuadas, sin lluvia y sin viento o ($>12\text{km/h}$).

4.3 Especies en estudio.

Las especies de murciélagos presentes en el área de estudio son todas del gremio insectívora, contando con dos géneros y 7 especies. Género *Mollosidae* (*Tadarida brasiliensis*), *Verperiolionidae* (*Myotis Chiloensis*; *Eptesicus (Histiotus) Montanus*, *Eptesicus (Histiotus) macrotus*, *Eptesicus (Histiotus) maguellanicus*; *Lasiurus varius* y *lasiurus villosissimus*) (Rodríguez San pedro et al, 2016).

Método bioacustico para las especies en estudio.

Las grabaciones se realizaron en cada punto de escucha con detectores de ultrasonido SM4BAT (Wildlifeacoustics LTDA EE. UU.) Cada 10 minutos, se utilizó un micrófono ultrasonido SMM-U2. El micrófono se colocó en un palo a 150 cm aproximadamente por encima del nivel del suelo y con un ángulo de unos 45° con respecto a la superficie del suelo (Adams et al 2012; Lison y Calvo, 2011). El micrófono se apagó entre punto y punto. Se realizó un transecto semanal en

cada tipo de paisaje, repitiendo este procedimiento desde noviembre de 2019 hasta marzo del año 2020.

La actividad de los murciélagos se midió contando el número de pasadas y zumbidos de alimentación, en cada punto de escucha. Las pasadas de murciélagos se definen como una serie de 5 o más pulsos de ecolocalización y los zumbidos de alimentación son patrones de sonido distintivos que indican un intento de captura (Adams et al., 2012; Lisón y Calvo, 2011 & 2014).

4.4 Variables temporales y de paisaje.

Para cada punto de muestreo delimitamos una zona tampón de 500 metros de radio para identificar las variables del paisaje. A partir de imágenes satélites de 2016. Confeccionamos un mapa ráster con un tamaño píxel de 2 metros y clasificamos las coberturas forestales en los siguientes tipos: (1) líneas de árboles; (2) árbol aislado; (3) bosque mixto; (4) bosque nativo; y (5) plantación forestal. El bosque nativo estaba compuesto principalmente por los tipos de bosque siempre verde y Roble-Raulí-Coihue (Rodríguez-San et al., 2020), donde las especies dominantes son: *Nothofagus obliqua*, *N. dombeyi*, *Myrceugenia exsucca*, *Blepharocalyx cruckshanksii*, *Drimys winteri*, *Chisquea coleu*, *Laurelia sempervires*, *Maytenus boaria* y *Persea lingue*. El bosque mixto contiene, además de las mismas especies típicas del bosque nativo, especies exóticas como *Salix babylonica*, *Eucalyptus globulus*, *Acacia dealbata*, *Populus nigra* y *Ulex europaeus*. Las plantaciones son áreas de monocultivo de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*. Las líneas de árboles están compuestas por especies no autóctonas como *Populus alba*. A continuación, utilizamos el software Fragstats versión 4.2. Para calcular el porcentaje de superficie ocupada de cada tipo de cobertura forestal y la densidad de árboles aislados (número de árboles/100ha) como medidas de la estructura del paisaje que podrían estar relacionadas con la actividad de los murciélagos.

Para cada muestreo, se tomaron las siguientes variables ambientales temporales en cada visita para cada punto: (1) minutos después del ocaso (min), (2) Temperatura (C°) y (3) Precipitaciones del día anterior (mm). Estos datos meteorológicos se obtuvieron de dos sitios (Fundo Maquehue y El Taplón), cercanos a los transectos y pertenecientes a la dirección de meteorología de Chile (meteochile.gob.cl) y la Red Agrometeorológica del INIA (agromet.inia.cl).

4. 5Evaluación de la estructura de las comunidades de murciélagos.

Evaluamos las diferencias en la estructura de la comunidad de murciélagos entre tipos de paisaje (A o B) utilizando registros de actividad por especie/género por sitios y muestreo mediante la prueba de Adonis, que es una función para el análisis y rotación de sumas utilizando matrices de distancias semi métricas y métrica, basada en los principios de McArdle & Anderson (2001). Para ello, utilizamos la función 'adonis2' del paquete 'vegan' del software R (Oksanen et al., 2014). La matriz de distancias utilizada en 'adonis2' se obtuvo mediante el índice de disimilitud de Gower, que es bueno para detectar gradientes ecológicos subyacentes (Faith et al., 1987). Para ello, utilizamos la función 'vegdist' también del paquete 'vegan'.

5. ANÁLISIS DE DATOS

5. 1 Análisis bioacústico.

Las llamadas grabadas se analizaron utilizando Kaleidoscope v.5.1.1 (Wildlife acústico Ltda., EE. UU). Las especies se identificaron utilizando las variables espectro gráficas de frecuencia. Las llamadas se clasificaron utilizando claves de identificación publicadas (Rodríguez- San Pedro et al, 2016).

Las especies se identificaron utilizando las siguientes variables espectro gráficas; Frecuencia inicial (Fi), Frecuencia final (Ff), Frecuencia Máxima energía (FMax), Duración (D), Intervalo entre pulsos (IEP). Las llamadas se clasificaron utilizando claves publicadas (Rodríguez San.et al., 2016) y la biblioteca personal, ya que a lo largo de Chile no existe datos fiables para la identificación a nivel de especie, por lo que se asignó las siguientes categorías; *Tadarida brasiliensis*, *Myotis chiloensis*, *Lasiurus spp*, *Histiotus spp*.

5.2 Evaluación de la estructura de las comunidades de murciélagos.

Evaluamos las diferencias en la estructura de la comunidad de murciélagos entre tipos de paisaje (A o B) utilizando registros de actividad por especie/género por sitios y muestreo mediante la prueba de Adonis, que es una función para el análisis y partición de sumas de cuadrados utilizando matrices de distancias semimétricas y métricas, basadas en los principios de McArdle & Anderson (2011). Para ello, utilizamos la función de “adonis2” del paquete “Vegan” del Software R (Oksanen et al., 2014). La matriz de distancias utilizada por “adonis2” se obtuvo mediante el índice de disimilitud de Gower, que es bueno para detectar gradientes ecológicos subyacentes (Faith et al., 1987). Para ello, utilizamos la función “vegdist” también del paquete “vegan”.

Efecto del tipo de paisaje, la cobertura forestal, los árboles aislados y las variables temporales en la actividad de los murciélagos.

Para evaluar el efecto del tipo de paisaje (A o B), el tipo de cobertura forestal, los árboles aislados y las variables temporales sobre la actividad de los murciélagos, así como el mes de muestreo, utilizamos un modelo lineal generalizado de efectos mixtos (GLMM) para la familia binomial negativa para cada especie utilizando los registros de actividad como variable de respuesta. Modelamos este tipo de distribución de errores debido a la alta frecuencia de ceros presentes en los registros de actividad. El paisaje se usó como efecto aleatorio (intercepto

aleatorio) y como efectos fijos el porcentaje de cobertura forestal (bosque nativo, mixto y plantaciones), la densidad de árboles aislados y variables ambientales temporales (temperatura, precipitaciones del día anterior y minutos después del ocaso) y mes de muestreo. Las covariables analizadas no mostraron una correlación lineal entre ellas (Pearson $<0,6$). Todas las covariables se estandarizaron restando la media y dividiendo por la desviación estándar antes de ajustar los modelos para hacer comparables los parámetros estimados. Además, evaluamos si el tipo de paisaje afectaba a la relación entre la actividad de los murciélagos con el tipo de cobertura forestal y la densidad de árboles aislados. Para ello, añadimos el tipo de paisaje como variable de interacción a dichas covariables. Los parámetros de los modelos, así como sus intervalos de confianza, se estimaron mediante bootstrap paramétrico (10.000 simulaciones). Los modelos se ajustaron utilizando el paquete 'lme4' del software R (Bates et al., 2015).

Comparamos la actividad de murciélagos esperada para cada especie en cada tipo de paisaje (A o B) según el mes de muestreo a través de los modelos de especies ajustados. Para ello, realizamos estimaciones de la actividad de los murciélagos añadiendo un intervalo de predicción considerando únicamente el efecto del paisaje aleatorio y el mes de muestreo. Para ello, utilizamos la función "predictInterval" del paquete "merTools" del software R (Knowles et al., 2016),

mediante una distribución de muestreo para los efectos aleatorios y fijos extraída de 10 000 simulaciones.

Aclaramos que evaluamos si el transecto tenía un efecto que ayudara a explicar mejor la variación de la variable de respuesta en los modelos. El motivo era averiguar si algún transecto estaba cerca de alguna característica paisajística importante para la actividad de los murciélagos, por lo que añadimos el transecto como un nuevo efecto aleatorio (intercepción aleatoria) a los modelos de cada especie. A continuación, utilizando el Criterio Bayesiano de Información (BIC), comparamos los modelos específicos de cada especie con y sin el transecto como covariable. Los resultados mostraron que para todas las especies había un BIC más bajo para los que no incluían el transecto como covariable; por lo que, no ayudó a mejorar los resultados de los modelos y por eso no se incluyó en los modelos finales.

6. RESULTADOS

La tabla resume los datos de la actividad de murciélagos insectívoros recogidos en dos paisajes diferentes A y B, tras 5 recopilaciones de datos basados en grabaciones acústicas entre noviembre de 2019 y marzo de 2020, la actividad se mide en pases de murciélagos por pasadas de 10 minutos y se presenta como la desviación estándar en todos los transectos (n= 40) de cada tipo de paisaje en el área de estudio.

Se registraron 3.331 pasadas de murciélagos, de las cuales 1668 (5,7 %) se registraron en el paisaje A y 1643 (49,3 %) en el paisaje B (Tabla1). El número total de zumbidos fue de 839, siendo 478 (57,0%) en el paisaje A y 361 (43,0%) en el paisaje B (tabla 1). Sin embargo, se observó que el número de pasadas en el paisaje A disminuye a medida que nos acercamos al verano, mientras que la actividad en el paisaje B se mantiene más estable durante todo el periodo de estudio (tabla 1). Los zumbidos de alimentación se mantienen más altos en el paisaje A (tabla 1).

TABLA 1 Summary of bats activity recorded (mean \pm SD) in all transects ($n=40$) of each landscape type in the study area.

	Landscape A					Landscape B				
	Survey 1 (Nov-2019)	Survey 2 (Dec-2019)	Survey 3 (Jan-2020)	Survey 4 (Feb-2020)	Survey 5 (Mar-2020)	Survey 1 (Nov-2019)	Survey 2 (Dec-2019)	Survey 3 (Jan-2020)	Survey 4 (Feb-2020)	Survey 5 (Mar-2020)
Bat passes/10min	374 (9.4 \pm 22.1)	434 (10.9 \pm 15.0)	389 (9.7 \pm 21.3)	292 (7.3 \pm 27.4)	199 (5.0 \pm 9.9)	401 (10.0 \pm 14.2)	353 (8.8 \pm 28.3)	213 (5.3 \pm 9.1)	334 (8.4 \pm 20.5)	342 (8.6 \pm 13.8)
Feeding buzzes/10min.	94 (2.4 \pm 6.7)	122 (3.1 \pm 4.4)	120 (3.0 \pm 8.4)	99 (2.5 \pm 12.3)	43 (1.1 \pm 3.0)	65 (1.6 \pm 1.9)	111 (2.8 \pm 13.4)	59 (1.5 \pm 3.0)	65 (1.6 \pm 6.0)	61 (1.5 \pm 3.6)
<i>Tadarida brasiliensis</i> (passes/10min)	228 (5.7 \pm 15.6)	323 (8.1 \pm 10.8)	328 (8.2 \pm 20.9)	202 (5.1 \pm 27.6)	45 (1.1 \pm 2.2)	127 (3.2 \pm 3.6)	151 (3.8 \pm 11.2)	110 (2.8 \pm 5.4)	101 (2.5 \pm 10.2)	95 (2.4 \pm 3.1)
<i>Lasiurus</i> spp. (passes/10min)	110 (2.8 \pm 7.6)	87 (2.2 \pm 6.7)	42 (1.1 \pm 2.0)	54 (1.4 \pm 2.2)	88 (2.2 \pm 7.3)	224 (5.6 \pm 12.0)	159 (4.0 \pm 17.7)	81 (2.0 \pm 6.0)	175 (4.4 \pm 10.8)	178 (4.5 \pm 8.2)
<i>Histiotus</i> spp. (passes/10min)	26 (0.7 \pm 1.4)	11 (0.3 \pm 0.8)	16 (0.4 \pm 0.8)	25 (0.6 \pm 1.5)	46 (1.2 \pm 3.0)	38 (1.0 \pm 2.2)	24 (0.6 \pm 1.0)	14 (0.4 \pm 0.8)	35 (0.9 \pm 2.5)	48 (1.2 \pm 3.0)
<i>Myotis chiloensis</i> (passes/10min)	10 (0.3 \pm 0.9)	13 (0.3 \pm 0.9)	3 (0.1 \pm 0.3)	11 (0.3 \pm 0.9)	18 (0.5 \pm 1.9)	12 (0.3 \pm 0.8)	19 (0.5 \pm 1.3)	8 (0.2 \pm 0.7)	13 (0.3 \pm 1.2)	21 (0.5 \pm 1.4)

Tabla 1: Resumen de la actividad de los murciélagos registrada (media \pm DE) en todos los transectos ($n=40$) de cada tipo de paisaje en el área de estudio.

La especie con más ultrasonidos registrados fue *Tadarida brasiliensis* con 1710 pases y la que tuvo menos fue *Myotis chiloensis* (128 pases). Se observó que la actividad de las diferentes especies/géneros (tabla 1) fue diferente en ambos tipos de paisaje. Mientras que la especie *Tadarida brasiliensis* mostró una mayor actividad en el paisaje A (65,8% del total de pases paisaje B (68,2; 56,2 y 57,0%) para *Lasiurus spp*; *Histiotus spp* y *Myotis chiloensis*, respectivamente (tabla 1). Esto se refleja en que la estructura de la comunidad de murciélagos en ambos paisajes presenta diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Adonis (Adonis: $r^2= 0,009$; $p= 0.005$). Así, en el paisaje A, la comunidad está dominada principalmente por *Tadarida brasiliensis*, mientras que la comunidad de murciélagos en el paisaje B está dominada por *Lasiurus spp*. Los modelos indicaron que las diferencias mostradas se explican sobre todo en cómo las estructuras forestales y los árboles aislados, según el tipo de paisaje, afectan a la actividad de las especies (figura 2).

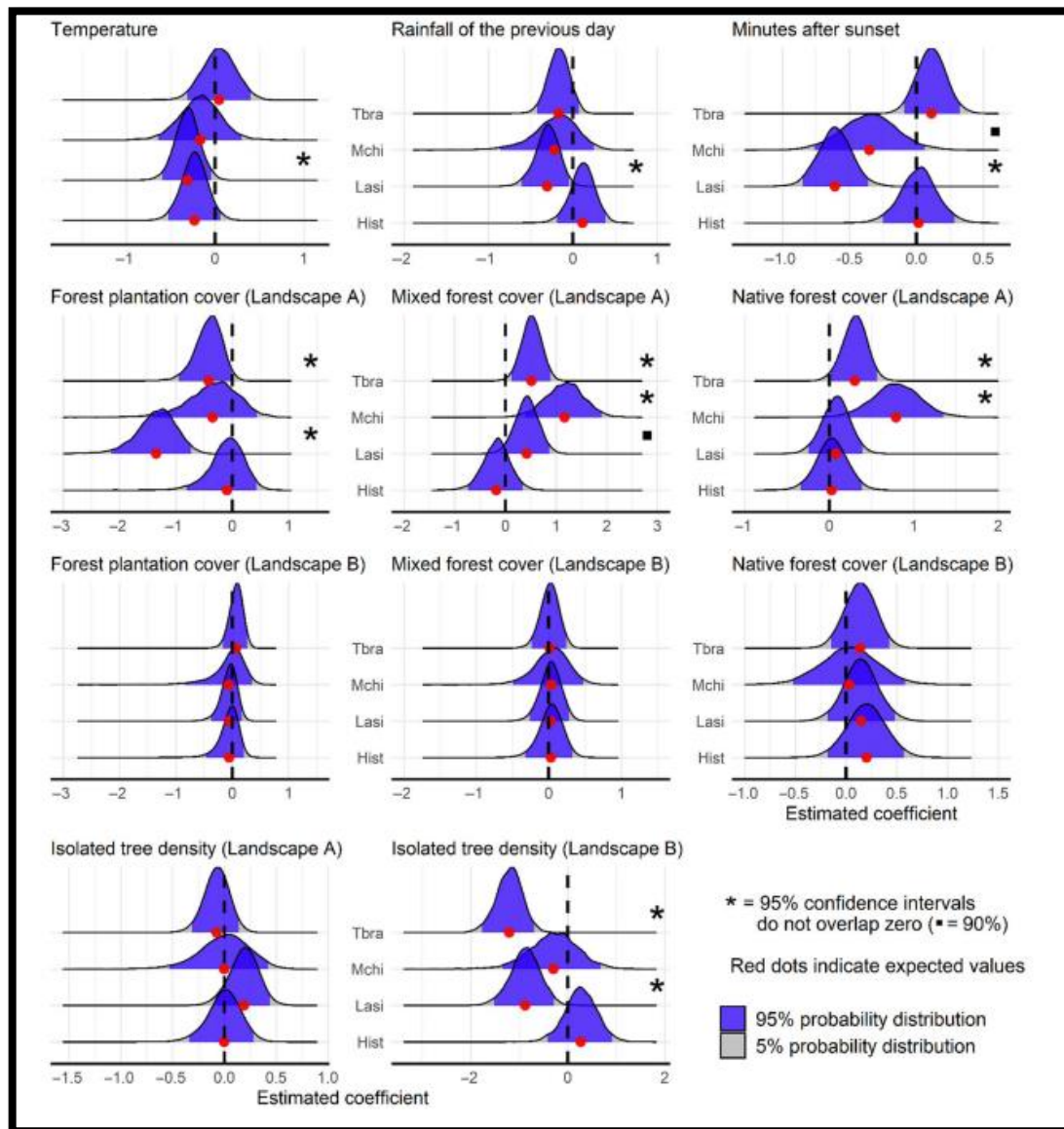


Figura 2: Distribución de coeficientes estimados para variables ambientales que pueden afectar la actividad de los murciélagos en ambos paisajes. Estudió en La Araucanía, Chile. Los coeficientes de los modelos para cada especie se estimaron mediante bootstrapping (10000 simulaciones). Los intervalos de confianza del 95% (*) o 90% (·) que no se superponen con 0 indican una relación significativa con la actividad de la especie (positiva o negativo). Siglas: *Tadarida brasiliensis* (Tbra); *Lasiurus* spp. (Lasi); *Histiotus* spp. (historia); y *Myotis chiloensis* (Mchi).

El modelo para la especie *Tadarida brasiliensis*, mostró que esta especie no se vio afectada por las variables ambientales temporales, como la temperatura y las precipitaciones del día anterior (Figura 2). Sin embargo, los resultados de este modelo indicaron una respuesta negativa en la actividad de *Tadarida brasiliensis* a la cobertura de plantaciones en el paisaje A, mientras que tuvo una respuesta positiva con coberturas de bosque mixto y nativo (Figura 2). Sin embargo, en el paisaje B, no se encontraron relaciones entre la actividad de *Tadarida brasiliensis*. Mientras que en el paisaje A no se observó evidencia de cualquier relación analizada.

El mes de muestreo tuvo un efecto significativo en la actividad de *Tadarida brasiliensis*, especialmente de diciembre a febrero (Figura 3).

En el género *Lasiurus spp.* Se observa una relación negativa significativa con diversas variables ambientales temporales como la temperatura, las precipitaciones del día anterior y los minutos después de la puesta del sol. Lo que muestra que las especies de este género tienen una fuerte temporalidad en la noche y que permanecen activas en las primeras horas de la noche (Figura 2). Además, se observa una relación positiva con la cobertura de plantaciones de bosque mixto, pero negativa en la cobertura de las plantaciones en el paisaje A. De hecho, mostraron una relación negativa significativa con la densidad de

árboles aislados en el paisaje B. Todos los meses, excepto el mes de diciembre, tuvieron un efecto significativo en la actividad del género *Lasiurus spp* (Figura 3).

Para el caso del género *Histitorus spp*, no se encontraron relaciones significativas con ninguna variable temporal y del paisaje en ambos paisajes (Figura 3). Sin embargo, el mes de diciembre tuvo un efecto significativo sobre el aumento de su actividad en el paisaje A y B (figura 3).

Finalmente, para la especie *Myotis chiloensis* existe una relación significativa negativa con la variable minutos después de la puesta del sol. Además, esta especie mostró un efecto significativo positivo con las coberturas de bosque mixto y nativo en el paisaje A (figura 2).

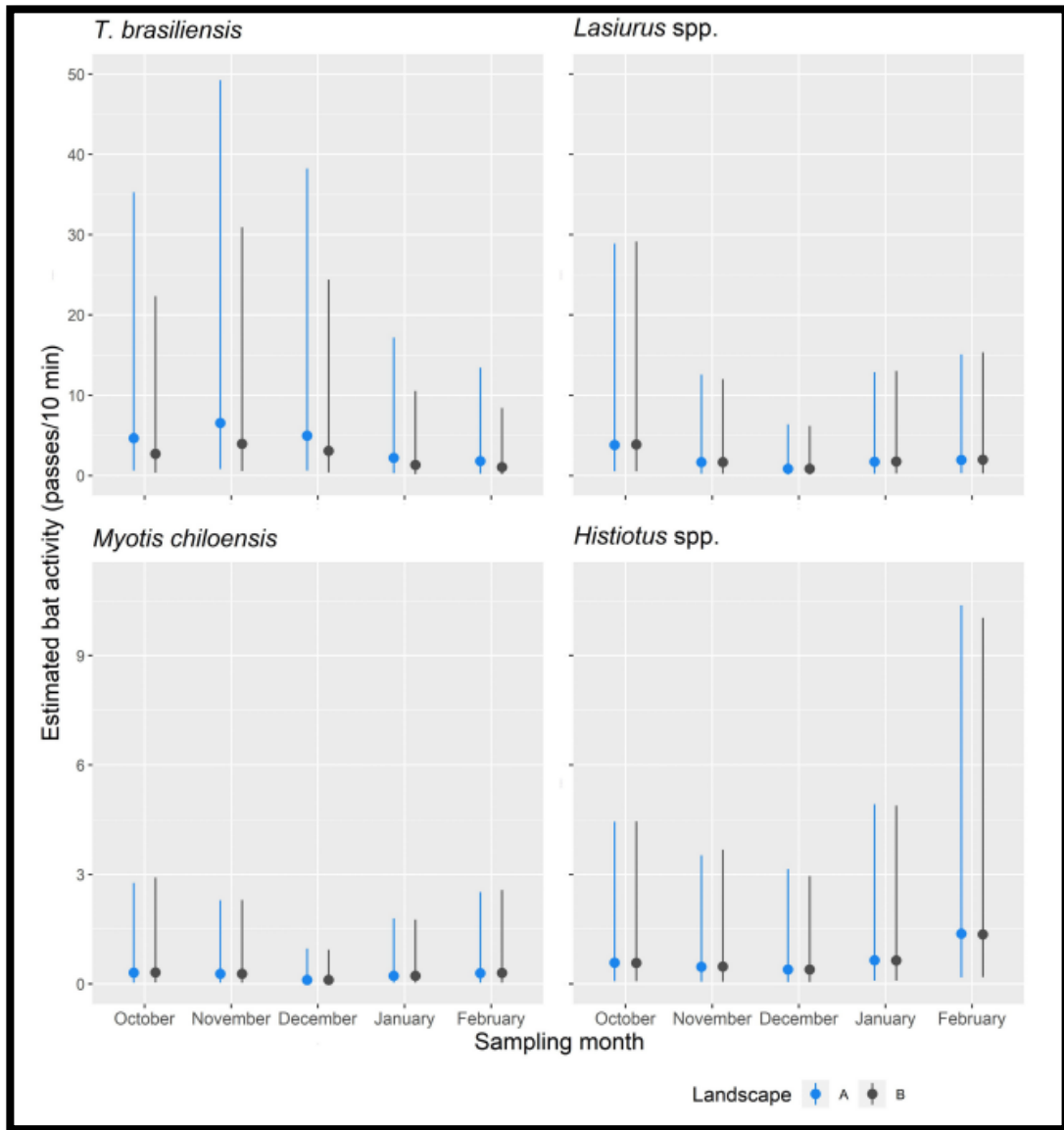


Figura 3: Actividad estimada de murciélagos en cada tipo de paisaje (A o B) y especie por los modelos sin considerar el efecto de factores temporales, variables de cobertura forestal y árboles aislados. Los puntos indican el valor esperado, mientras que las líneas representan el intervalo de confianza del parámetro con un 95% de confianza estadística.

7. DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran que la configuración de los elementos forestales del paisaje modifica la actividad de los murciélagos. En el paisaje A descrito como el paisaje mucho más heterogéneo, la actividad de los murciélagos está dominada por principalmente por la especie *Tadarida brasiliensis*, especie que tiene una fuerte preferencia por este tipo de habitats, probablemente porque suele estar asociada a edificios y zonas humanizadas donde encuentra refugio.

En este paisaje la amplia red de bosques y bordes puede favorecer su presencia (Muñoz et al., 2019; Rodriguez-San y Simonetti, 2015). Aparentemente, para la especie *Tadarida brasiliensis*, es significativa la composición de los elementos forestales del paisaje A, donde la cobertura del bosque mixto y autóctono tuvo un efecto positivo sobre su actividad, mientras que la cobertura de plantación tuvo un efecto negativo.

En el paisaje B no hay relación significativa asociada al tipo de cobertura forestal. Probablemente esto se deba a que es una especie de murciélago de espacios abiertos que vuela a gran altura, y nuestros resultados son similares a otros estudios realizados en Chile (Maynard et al., 2014). En Estados Unidos se ha observado que la actividad de esta especie disminuye cuando aumenta la cobertura del dosel (Bailey et al., 2019). Encontramos que su actividad disminuye en el paisaje A en cuanto avanza el verano. Esto puede deberse a la ausencia

de presas en la zona de estudio (Dobb et al., 2012; Krauel et al., 2018) o cambios en las zonas de caza/competencia de estos individuos (Corcoran, 2022). Se observa que en el paisaje B, la actividad se mantiene más constante en el tiempo. Nuestros resultados mostraron que el paisaje A, con pequeños sembrados, la presencia de cobertura de bosque mixto y nativo es importante para la actividad de estas especies mientras que las plantaciones tuvieron un efecto negativo en la actividad de los murciélagos. Este paisaje tiene una elevada presencia humana y la especie *Tadarida brasiliensis* podría aprovechar las construcciones humanas para posarse en ellas.

Por el contrario, aquellas zonas mucho más homogéneas están dominadas por la actividad de las especies del género *Lasiurus spp*, donde podemos encontrar dos especies (*Lasiurus villosissimus* y *Lasiurus varius*). Estas zonas más abiertas y con manchas de bosque más dispersas son idóneas para este género, que normalmente tiene un vuelo rápido y ágil y prefiere cazar en zonas abiertas (Rodríguez-San & Simonetti, 2015). En el paisaje B, este género no se relaciona con las coberturas forestales, pero en el paisaje A mostró diferencias significativas positivas, con el bosque mixto, pero negativa con las plantaciones, probablemente porque este tipo de bosque no es posible proporcionar áreas de descanso adecuadas para estas especies. Este género muestra una relación entre los minutos después de la puesta de sol y su actividad, similar a otro estudio en Norteamérica (Beilke et al., 2021).

La densidad de árboles aislados tuvo un impacto significativo y negativo en la actividad de dos especies de murciélagos de espacios abiertos (*Tadarida brasiliensis* y *Lasiurus spp.*) en el paisaje B. Este es un resultado interesante porque normalmente estos árboles aislados podrían ser utilizados por los murciélagos como refugios (Altamirano et al., 2017) o como puntos de referencia (Harms et al., 2020; Morris et al., 2010; Muñoz et al., 2019; Neece et al., 2018; Ossa et al., 2020). Este resultado evidencia que las dos especies de murciélagos de espacios abiertos evitaron sitios con alta densidad de árboles aislados y, por lo tanto, percibieron estos paisajes como áreas no aptas.

La especie endémica *Myotis chiloensis* mostró una preferencia positiva significativa por bosque nativo y mixto en el paisaje A. Esta especie suele hacer sus refugios en los huecos de los árboles (Altamirano et al., 2017) y las plantaciones no permiten la formación de estos. Además, esta especie habita en el bosque y probablemente caza sus presas dentro de las manchas de bosque mientras que nuestra área de estudio está constituida por cultivos.

Los cambios en el paisaje pueden tener graves consecuencias para la biodiversidad, como cambios poblacionales y genéticos dentro de las especies de murciélagos son especialmente susceptibles a la extinción local (Turner 1996). Estos cambios en la fragmentación afectan significativamente a los murciélagos, siendo un grupo altamente amenazado que proporciona un ecosistema

importante servicios (Voigt y Kingston 2016; Williams-Guillen et al, 2016; Falcao et al, 2021; Laforge et al, 2021).

La configuración del paisaje y la pérdida de áreas forestales afectan a los murciélagos tanto directa como indirectamente, ya que pueden perder los refugios de cría, las áreas de descanso y alimentación y los corredores que conectan diferentes hábitats (Voigt y Kingston 2016; Williams-Guillen et al 2016; Laforge et al 2021). Como resultado de esto, se han observado cambios importantes en las comunidades de murciélagos (Voigt y Kingston 2016; Belike et al, 2021).

La fuerte pérdida de áreas de bosque nativo en la región de La Araucanía, se destacan principalmente la instalación de plantaciones forestales y la agricultura (miranda et al 2015, 2017; Rey Benayas et al 2020). Esto ha modificado significativamente el panorama, dando lugar a diferentes estructuras, pudiendo encontrar paisajes con diferentes tipos de bosque, configuración (porcentaje de cobertura) y disposición (tamaño parche, densidad de árboles). En este caso, este tipo de paisaje donde la producción y conservación de bosques elementos se mezcla, es especialmente importante para el mantenimiento de la fauna que proporciona ecosistémicos como murciélagos (Heim et al, 2015; Finch et al 2020; Blary et al 2021; Froidevaux et al 2021).

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio revelan una estrecha relación entre la composición forestal y la comunidad de murciélagos en la región de La Araucanía. Se observa una marcada influencia de la distribución y composición de los elementos forestales en la estructura de dicha comunidad. Sin embargo, se constata que la configuración del paisaje desempeña un papel significativo en la determinación de la composición específica y la actividad de los murciélagos. Se evidencia que paisajes heterogéneos están dominados por *Tadarida brasiliensis*, mientras que aquellos homogéneos muestran una prevalencia del género *Lasiurus spp.* A pesar de una similitud en la actividad entre ambos tipos de paisaje, se destaca una mayor constancia en la actividad en paisajes homogéneos y menos antrópicos, lo cual constituye un área de interés para futuras investigaciones.

Se identifica que la actividad de los murciélagos está muy influenciada por la hora del muestreo en cada paisaje, subrayando la importancia de un diseño adecuado para el monitoreo nocturno para evitar sesgos en los resultados. Se resalta la relevancia de los elementos forestales en la actividad de los murciélagos dentro de la configuración del paisaje. Asimismo, se plantea que altas densidades de árboles aislados pueden tener un impacto negativo en los grandes cultivos, particularmente para las especies de murciélagos asociadas a espacios abiertos.

Aunque la densidad y disposición de los árboles dentro de las áreas forestales podrían influir en la actividad de los murciélagos, especialmente para aquellas especies que prefieren hábitats abiertos, se reconoce la complejidad de manipular experimentalmente el paisaje en estudios de este tipo. Los estudios observacionales, comúnmente utilizados, presentan desafíos en la atribución de efectos específicos a factores particulares del paisaje, debido a la interrelación y la dificultad para aislar dichos factores. Por lo tanto, la realización de experimentos hipotéticos o investigaciones que aborden aspectos parciales de los factores implicados podría proporcionar una mayor comprensión de la influencia del paisaje en la comunidad de murciélagos.

Es importante considerar que los estudios sobre fragmentación y configuración del paisaje no arrojan conclusiones definitivas, ya que hay diversidad de opiniones en la comunidad científica sobre la magnitud de estos efectos en diferentes ecosistemas y regiones geográficas. Además, se señalan desafíos adicionales, como la variabilidad en las respuestas de las especies y los desfases temporales en el paisaje, que pueden afectar la biodiversidad de manera variable. A pesar de estas dificultades, se reconoce el avance del conocimiento acumulado y los desarrollos metodológicos, lo cual proporciona una base sólida para la gestión y conservación de paisajes y las interacciones de conectividad establecidas en ellos.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, A.M., Jantzen, M.K., Hamilton, R.M. & Fenton, M.B. (2012) Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 992–998.

Aguirre, L. F. & R. M. Barquez. (2013). Critical areas for bat conservation: Latin American conservationists build a grand strategy. *Bats* 31: 10-12

Altamirano, T.A., Ibarra, J.T., Novoa, F., Vermehren, A., Martin, K. & Bonacic, C. (2017) Roosting records in tree cavities by a forest-dwelling bat species (*Histiotus magellanicus*) in Andean temperate ecosystems of southern Chile. *Bosque (Valdivia)*, 38, 421–425.

Ancillotto, L., Festa, F., De Benedetta, F., Cosentino, F., Pejic, B. & Russo, D. (2021) Freeranging livestock and a diverse landscape structure increase bat foraging in mountainous landscapes. *Agroforestry Systems*, 95, 407–418.

Bailey, A.M., Ober, H.K., Reichert, B.E. & McCleery, R.A. (2019) Canopy cover shapes bat diversity across an urban and agricultural landscape mosaic. *Environmental Conservation*, 46, 193–200.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. Available from: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

Bat Conservation International. (2023). *Conservación de los murciélagos: Importancia y medidas*. <https://www.batcon.org/conservation-de-murcielagos-2023>

Beilke, E.A., Blakey, R.V. & O'Keefe, J.M. (2021) Bats partition activity in space and time in a large, heterogeneous landscape. *Ecology and Evolution*, 11, 6513–6526.

Berrio-Giraldo, L., Villegas-Palacio, C., & Arango-Aramburo, S. (2021). Understating complex interactions in socio-ecological systems using

system dynamics: a case in the tropical Andes. *Journal of Environmental Management*, 291, 112675.

Bergh, G. & Promis, A. (2011) Conservación de los bosques nativos de Chile—Un análisis al informe FAO sobre la evaluación de los recursos forestales nacionales. *Revista Bosque Nativo*, 48, 9–11.

Borcherding, J., Murawski, S., & Arndt, H. (2006). Population ecology, vertical migration and feeding of the Ponto-Caspian invader *Hemimysis anomala* in a gravel-pit lake connected to the River Rhine. *Freshwater Biology*, 51(12), 2376-2387.

Boyles, J.G., Cryan, P.M., McCracken, G.F. & Kunz, T.H. (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332, 41–42.

Corcoran, A.J. (2022) Sing or jam? Density-dependent food competition strategies in Mexican free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*). *Frontiers in*

Ecology and Evolution, 10, 877579. Available from:
<https://doi.org/10.3389/fevo.2022.877579>.

Dodd, L.E., Lacki, M.J., Britzke, E.R., Buehler, D.A., Keyser, P.D., Larkin, J.L. et al. (2012) Forest structure affects trophic linkages: how silvicultural disturbance impacts bats and their insect prey. *Forest Ecology and Management*, 267, 262–270. Available from:
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.016>.

Donoso, C. (1993) Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. In: *Ecología forestal*. Chile: Editorial Universitaria.

Escobar, L.E., Peterson, A.T., Favi, M., Yung, V. & Medina-Vogel, G. (2015) Bat-borne rabies in Latin America. *Revista Do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 57, 63–72.

Faith D.P., Minchin P.R. & Belbin L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69, 57–68.

FAO. (2010) Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Chile: Informe Nacional.

Fabianek, F., Simard, M. A., Racine, E. B., & Desrochers, A. (2015). Selection of roosting habitat by male *Myotis* bats in a boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 93(7), 539-546.

Fenton, M. B., & Bogdanowicz, W. (2002). Relationships between external morphology and foraging behaviour: bats in the genus *Myotis*. *Canadian Journal of Zoology*, 80(6), 1004-1013.

Fenton, M. B., & Simmons, N. B. (2014). *Bats: A World of Science and Mystery*. Editorial. University of Chicago Press.

Fuentes-Castillo, T., Hernández, H.J. & Pliscoff, P. (2020) Hotspots and ecoregion vulnerability driven by climate change velocity in Southern South America. *Regional Environmental Change*, 20, 27.

Guerra Arévalo, N. E. (2014). Evaluación de la comunidad de murciélagos (orden: chiroptera) en función de sus gremios alimenticios y edades reproductivas en distintos hábitats de la Estación de Biodiversidad Tiputini (Bachelor's thesis, Quito, 2014).

Harms, K., Omondi, E. & Mukherjee, A. (2020) Investigating bat activity in various agricul - tural landscapes in northeastern United States. Sustainability, 12, 1959.

Hayes, J. P., & Loeb, S. C. (2007). The influences of forest management on bats in North America. Bats in forests: conservation and management, 207-235.

Instituto forestal (2019). Ministerio de Agricultura, memorias economía forestal, 2019. Pag 17. 114 p.

Jones, G., Jacobs, D., Kunz, T., Willig, M. & Racey, P. (2009) Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8, 93–115.

Knowles, J.E., Frederick, C. & Knowles, M.J.E. (2016) Package 'merTools'.

Krauel, J.J., Ratcliffe, J.M., Westbrook, J.K. & McCracken, G.F. (2018) Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) adjust foraging behaviour in response to migratory moths. *Canadian Journal of Zoology*, 96, 513–520.

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

Law B, Park K, Lacki M (2016) Insectivorous bats and silviculture: balancing timber production and bat conservation. In: Voigt CC, Kingston T (eds.) *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*. Springer International AG, Cham, pp 105–141.

Lisón, F. & Calvo, J.F. (2011) The significance of water infrastructures for the conservation of bats in a semiarid Mediterranean landscape: bats and water infrastructures. *Animal Conservation*, 14, 533–541.

Lisón, F. & Calvo, J.F. (2014) Bat activity over small ponds in dry Mediterranean forests: implications for conservation. *Acta Chiropterologica*, 16, 95–101.

Lisón, F., Matus-Olivares, C., Troncoso, E., Catalán, G. & Jiménez-Franco, M.V. (2022) Effect of forest landscapes composition and configuration on bird community and its functional traits in a hotspot of biodiversity of Chile. *Journal for Nature Conservation*, 68, 126227. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126227>.

Lisón, F., Sánchez-Fernández, D. & Calvo, J.F. (2015) Are species listed in the annex II of the habitats directive better represented in Natura 2000 network than the remaining species? A test using Spanish bats. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2459–2473.

Maas, B., Karp, D.S., Bumrungsri, S., Darras, K., Gonthier, D., Huang, J.C.C. et al. (2016) Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes: ecosystem services provided by tropical birds and bats. *Biological Reviews*, 91, 1081–1101.

McArdle B. H. & Anderson M. J. (2001) Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290–297.

Meynard, C.N., Soto-Gamboa, M., Heady, P.A. & Frick, W.F. (2014) Bats of the Chilean temperate rainforest: patterns of landscape use in a mosaic of native forests, eucalyptus plantations and grasslands within a South American biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 23, 1949–1963.

Minor, E. S., & Lookingbill, T. R. (2010). A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conservation Biology*, 24(6), 1549-1558.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. & González, M. (2017) Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, 17, 285–297.

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F. & Lara, A. (2015) Different times, same story: native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20–28. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.016>.

Morris, A.D., Miller, D.A. & Kalcounis-Rueppell, M.C. (2010) Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *Journal of Wildlife Management*, 74, 26–34.

Muñoz, A.E., Ossa, G., Zaviezo, T. & Bonacic, C. (2019) Diversity and foraging activity of bats in cultivated and uncultivated areas in agroecosystems of a Mediterranean-climate hotspot. *Neotropical Biodiversity*, 5, 36–40.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

Neece, B.D., Loeb, S.C. & Jachowski, D.S. (2018) Variation in regional and landscape effects on occupancy of temperate bats in the southeastern U.S. *PLoS One*, 13, e0206857.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). (2022). Indicadores de desempeño año 2022. Ministerio de Agricultura. <https://bibliotecadigital.odepa.gob.cl/handle/20.500.12650/71208>

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B. et al. (2014) *Vegan: community ecology package*. R Package Version 2.2-0. Available from: <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.

Ossa, G., Lilley, T.M., Waag, A.G., Meierhofer, M.B. & Johnson, J.S. (2020) Roosting ecology of the southernmost bats, *Myotis chiloensis* and *Histiotus*

magellanicus, in southern Tierra del Fuego, Chile. *Austral Ecology*, 45, 1169–1178.

Rey, B.J.M., Altamirano, A., Miranda, A., Catalán, G., Prado, M., Lisón, F. et al. (2020) Landscape restoration in a mixed agricultural-forest catchment: planning a buffer strip and hedgerow network in a Chilean biodiversity hotspot. *Ambio*, 49, 310–323.

Rodríguez-San, P.A., Allendes, J. & Ossa, G. (2016) Updated list of bats of Chile with comments on taxonomy, ecology, and distribution. *Biodiversity and Natural History*, 2, 16–39.

Rodríguez-San, P.A., Allendes, J.L., Beltrán, C.A., Chaperon, P.N., Saldarriaga-Córdoba, M.M., Silva, A.X. et al. (2020) Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of Central Chile. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107063. Available from: <https://doi.org/10.1016/j. Agee.2020.107063>.

Rodríguez-San, P.A. & Simonetti, J.A. (2015) The relative influence of forest loss and fragmentation on insectivorous bats: does the type of matrix matter? *Landscape Ecology*, 30, 1561–1572.

Smeraldo, S., Di Febbraro, M., Bosso, L., Flaquer, C., Guixé, D., Lisón, F., ... Russo, D. (2018). Ignoring seasonal changes in the ecological niche of non-migratory species may lead to biases in potential distribution models: lessons from bats. *Biodiversity and Conservation*, 27(9), 2425–2441. doi:10.1007/s10531-018-1545-7

Vasko, V., Blomberg, A. S., Vesterinen, E. J., Suominen, K. M., Ruokolainen, L., Brommer, J. E., ... & Lilley, T. M. (2020). Within-season changes in habitat use of forest-dwelling boreal bats. *Ecology and Evolution*, 10(9), 4164-4174.

Williams-Guillén, K., Olimpi, E., Maas, B., Taylor, P.J. & Arlettaz, R. (2016) Bats in the anthropogenic matrix: challenges and opportunities for the conservation of Chiroptera and their ecosystem services in agricultural landscapes. In: Voigt, C.C. & Kingston, T. (Eds.) *Bats in the Anthropocene*:

conservation of bats in a changing world. Cham: Springer International Publishing, pp. 151–186.