

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
MAGÍSTER EN AREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA



UNIVERSIDAD DE CHILE

**Análisis de la conectividad funcional del paisaje forestal del centro-sur de Chile para la
Guiña (*Leopardus guigna*) y Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) con fines de
conservación.**

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magister en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

MARLON ANTONIO SANCHEZ GONZALEZ

Biólogo

SANTIAGO - CHILE.

2022

HOJA DE APROBACION DE PROYECTO DE GRADO

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor Guía

Nombre: Benito González

Nota:6.8

Firma:




Profesor Consejero

Nombre: Jaime Hernández

Nota:7.0

Firma:



Profesor Consejero

Nombre: Cristián Estades

Nota:6.8

Firma:



Profesor Consejero

Nombre: Nicolás Gálvez

Nota: 6.5

Firma:



AGRADECIMIENTOS

A la Agencia Chilena de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AGCI) por otorgarme la beca del Programa de Becas de Cooperación Horizontal República de Chile 2020 con la cual realice mis estudios de Magister en la República de Chile.

A la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) que mediante su programa de Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (FONDECYT) regular N°1191645 (2019-2022): "Plantation Clearcutting and Wildlife Conservation: is Metastability attainable at the Landscape level?" financia la investigación en la cual se enmarca este proyecto de grado.

Al grupo de expertos que colaboro con sus conocimientos durante la recolección de datos sobre la idoneidad de hábitat de la güiña y el zorro culpeo: Benito González, Cristián Estades, Nicolás Lagos, Felipe Hernández, Constanza Napolitano, Eduardo Silva, Nicolás Gálvez y Darío Moreira.

Al equipo del Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS) y del Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje (GEP) por su valioso apoyo y aportes durante el desarrollo de este trabajo y al personal involucrado en la recolección de datos y análisis.

Al Dr Benito González por su paciencia, orientación y consejos durante el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. Jaime Hernández y al Dr. Cristián Estades por su valioso apoyo y consejo durante el desarrollo de este trabajo.

A mis compañeros de magister María José, Stefano, Javier, Catalina y mi también compañera de beca Alexandra por su compañerismo y amistad durante mi estancia en Chile.

A mi familia por su apoyo incondicional sin el cual no habría logrado cumplir mi deseo de seguir aprendiendo y explorando el mundo.

INDICE

LISTA DE FIGURAS	2
LISTA DE TABLAS.....	3
RESUMEN.....	4
ABSTRACT.....	5
I. INTRODUCCIÓN.....	6
II. OBJETIVOS.....	10
III. METODOLOGÍA.....	10
3.1. Área de estudio.....	10
3.2. Especies Focales.....	11
3.3. Diseño de muestreo.....	12
3.4. Tasa de Visita.....	12
3.5. Idoneidad de Hábitat y Resistencia al Movimiento.....	13
3.6. Conectividad.....	15
3.7 Categorización.....	16
3.8. Elaboración de recomendaciones.....	16
IV. RESULTADOS.....	17
V. DISCUSION.....	27
VI CONCLUSIONES.....	32
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	33
APENDICE	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los paisajes de estudio en la Región del Maule, comunas de Constitución y Empedrado. Fuente: Elaboración propia con datos del Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje, 2020

Figura 2. Tasa de visita de *L. culpaeus* y *L. guigna* en los paisajes de estudio. Los colores más intensos representan una mayor tasa de visita

Figura 3. Curvas usadas para transformar valores de idoneidad de hábitat en valores de resistencia para *L. culpaeus* (5.56) y *L. guigna* (4.97). Estas curvas están basadas en la función de transformación $R = 100 - 99 * ((1 - \exp(-c * h)) / (1 - \exp(-c)))$, donde R es la resistencia, h es la idoneidad de hábitat y el factor c determina la forma de la curva. Se han añadido las curvas con $c = 0.25$ y 32 a manera de referencia, siendo $c = 0.25$ una relación casi lineal y $c = 32$ una marcada relación exponencial negativa

Figura 4. Áreas de categorías de conectividad para *L. culpaeus* y *L. guigna*. Los intervalos de valores para cada categoría son: conectividad nula: ≤ 0.01 ; conectividad mínima: $0.01 - 0.25$; conectividad baja: $0.25 - 0.5$; conectividad media: $0.5 - 0.75$; y conectividad alta: $0.75 - 1.0$.

Figura 5. Superficies de resistencia al movimiento para *L. culpaeus* y *L. guigna* en paisajes forestales de la cordillera de la costa de Empedrado y Constitución, Región del Maule.

Figura 6. Mapa de flujo de corriente de Circuitscape para *L. culpaeus* y *L. guigna* representando la conectividad funcional para ambas especies. Las áreas de mayor flujo de corriente representan mayores probabilidades de movimiento entre nodos.

Figura 7. Categorización de valores de conectividad para *L. culpaeus* y *L. guigna*. Los valores de conectividad de Circuitscape fueron reescalados y clasificados en categorías de conectividad para efectos de comparación.

Figura 8. Proporción de área ocupada de los tipos de cobertura presentes en el área de estudio para cada categoría de conectividad para *L. culpaeus* y *L. guigna*.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Porcentaje de registros independientes de *L. culpaeus* y *L. guigna* en diferentes tipos de hábitats en paisajes forestales de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, durante la temporada primavera-verano 2019-2020.

Tabla 2. Tasa de visita para de *L. culpaeus* y *L. guigna* en los paisajes de estudio de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, durante la temporada primavera-verano 2019-2020

Tabla 3. Valores de idoneidad de hábitat de los diferentes tipos de cobertura de suelo de paisajes forestales de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, obtenidos mediante opinión de expertos.

RESUMEN

Las plantaciones forestales modifican el paisaje, alteran el hábitat de algunas especies e impactan negativamente su conectividad biológica, los cuales son atributos necesarios para procesos ecológicos como la dispersión y la persistencia de las poblaciones. Esto es particularmente importante para los carnívoros, ya que son sensibles a cambios en el hábitat debido a su baja densidad poblacional y requisitos de área individual. Por ello, el objetivo de este estudio fue analizar la conectividad funcional del paisaje forestal del centro-sur de Chile para la Güiña (*Leopardus guigna*) y Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*). Por medio del uso de trampas cámara se obtuvieron registros fotográficos de la güiña y el zorro culpeo y se calculó una tasa de visita para ambas especies en cinco paisajes de 100 Km² cada una aproximadamente. Se modeló la idoneidad del hábitat de las especies por medio de opinión de expertos, lo que permitió generar superficies de resistencia al movimiento. Finalmente, se modeló la conectividad funcional de las especies utilizando teoría de circuitos, haciendo uso del software Circuitscape. La tasa de visita del zorro culpeo fue más alta que la güiña en cuatro de los cinco paisajes estudiados, lo cual podría deberse a factores que afecten la detectabilidad de cada especie, como su elusividad, capacidad de dispersión e incluso la abundancia real; o, por otra parte, características del paisaje como la presencia de bosque nativo. Se encontró una resistencia diferencial para cada especie, siendo mayor en el caso de la güiña que para el zorro culpeo, lo cual podría atribuirse a características ecológicas de cada especie, siendo la güiña un carnívoro dependiente de bosque y el zorro culpeo un carnívoro generalista de hábitat. Las áreas de media y alta conectividad fueron mayores para el zorro culpeo que para la güiña, sugiriendo que las plantaciones forestales estudiadas ofrecen una mejor conectividad para esta especie que para la güiña. A esta escala de análisis, se encontró evidencia de la importancia del bosque nativo para la conectividad de la güiña por lo que la conservación efectiva de estos fragmentos de hábitat se vuelve necesaria para conservar la conectividad de esta especie.

Palabras clave: tasa de visita, conectividad, teoría de circuitos, güiña, zorro culpeo

ABSTRACT

Forestry plantations modify the landscape, alter the habitat of some species and negatively impact their biological connectivity, which are necessary attributes for ecological processes such as the dispersion and persistence of populations. This is particularly important for carnivores, as they are sensitive to habitat changes due to their low population density and individual area requirements. Therefore, the objective of this study was to analyze the functional connectivity of the forest landscape of central-southern Chile for the Güiña (*Leopardus guigna*) and the Culpeo fox (*Lycalopex culpaeus*). Through the use of camera traps, photographic records of the güiña and the culpeo fox were obtained and a visitation rate was calculated for both species in five landscapes of approximately 100 km² each. The habitat suitability of the species was modeled through expert opinion, which allowed the generation of resistance surfaces to movement. Finally, the functional connectivity of the species was modeled based on the circuit theory, using Circuitscape software. The visitation rate of the culpeo fox was higher than that of the güiña in four of the five landscapes studied, which could be due to factors that affect the detectability of each species, such as its elusiveness, dispersal capacity, and even real abundance; or on the other hand, characteristics of the landscape such as the presence of native forest. A differential resistance was found for each species, being higher in the case of the güiña than for the culpeo fox, which could be attributed to the ecological characteristics of each species, the güiña being a forest-dependent carnivore and the culpeo fox a generalist habitat carnivore. The areas of medium and high connectivity were greater for the culpeo fox than for the güiña, suggesting that the forestry plantations studied offer better connectivity for this species than for the güiña. At this scale of analysis, we found evidence of the importance of the native forest for the connectivity of the güiña, so the effective conservation of these habitat fragments becomes necessary to conserve the connectivity of this species.

Keywords: visitation rate, connectivity, circuit theory, güiña, culpeo fox

I. INTRODUCCIÓN

En Chile, las plantaciones forestales de especies no nativas constituyen uno de los motores más importantes del modelo de desarrollo económico del país (Mora-Motta, 2018), la que ha sido subsidiado fuertemente en la zona central (principalmente en Maule y Biobío), la cual, es considerada un centro de biodiversidad mundial (Braun et al., 2017).

La relación entre la biodiversidad y las plantaciones forestales ha sido discutida de manera controvertida en la literatura, identificándose efectos positivos, neutros y negativos (Braun et al., 2017). Existe un fuerte consenso en que un manejo adecuado de las plantaciones puede ayudar a mantener la biodiversidad y que, por el contrario, la gestión insostenible puede afectar adversamente a la misma (Taki et al., 2010).

Las plantaciones forestales modifican el paisaje y pueden alterar la calidad del hábitat de algunas especies, modificando así su distribución y abundancia (Lantschner et al., 2012). Se ha señalado a la industria forestal como causando de una reducción la riqueza de especies en todo el mundo entre un 13 y un 75 % e impactar negativamente el movimiento y dispersión de varios taxa (Plissock et al., 2020). Por el contrario, también se ha descrito que estas plantaciones pueden proporcionar un hábitat importante para la fauna, ofreciendo alimento, refugio o condiciones climáticas, y permitiendo la dispersión y supervivencia de algunas otras (Lantschner et al., 2012).

La mayoría de las plantaciones forestales se manejan mediante esquemas silvícolas intensivos que involucran un ciclo de cosecha-replantación, el cual se lleva a cabo mediante tala rasa, que consiste en la eliminación de todos los árboles en un área determinada y luego la replantación en la temporada siguiente (Cortés et al., 2020). La tala rasa es una técnica de extracción de madera controvertida pero extendida, que se utiliza en la mayoría de las plantaciones forestales de rápido crecimiento, en particular en las plantaciones de coníferas (Bliss, 2000). Esta técnica ha sido objeto de debate por su impacto ecológico (Acuña & Estades, 2011), ya que afecta drásticamente la estructura y composición del bosque comercial incrementando la abundancia de especies de espacios abiertos (Simmonetti & Estades, 2015). A nivel de paisaje, la práctica de tala rasa crea un mosaico de parches altamente contrastantes (plantaciones cosechados y no cosechados), donde se ha observado un aumento de la mortalidad y/o reubicación de individuos de poblaciones que viven en las plantaciones (Escobar et al., 2015). Por ello, la estructura y permeabilidad de la matriz del paisaje forestal puede actuar como una barrera al movimiento y afectar la dinámica espacial de la fauna silvestre (Escudero-Páez et al., 2019), por

lo que la persistencia de las especies en este paisaje cambiante dependerá de la capacidad de la especie para reubicarse o dispersarse a parches de hábitat adecuado dentro del mismo paisaje (Acuña & Estados 2011).

Aunque las plantaciones forestales albergan varias especies de vida silvestre (Escobar et al., 2015), la cosecha representa un cambio significativo y abrupto en las condiciones del hábitat, que puede hacer que el sitio sea inadecuado para muchas de estas especies (Escobar et al., 2015) pudiendo afectar la conectividad, ya que, cuando estas plantaciones se cosechan, la vida silvestre que habita estas plantaciones puede tener dificultades para reubicarse en un hábitat adecuado (Escobar et al., 2015), al disminuir la permeabilidad al movimiento de las especies (Pawson et al., 2006). Por lo tanto, la estructura y la permeabilidad de la matriz pueden actuar como una barrera al movimiento y, afectar la dinámica espacial de la fauna silvestre (Escudero-Páez et al., 2019). En contraste a lo anterior, también se ha descrito que, en comparación a otros cultivos, las plantaciones forestales constituyen una matriz más permeable para especies de ambientes boscosos, debido a la relativa continuidad del dosel y las capas del sotobosque que reduce el aislamiento entre parches aislados de bosque nativo (Escudero-Páez et al., 2019), las cuales existen inmersas dentro de grandes áreas de plantación, pudiendo facilitar el movimiento animal a la vez que disminuye los efectos ecológicos del aislamiento (Tomasevic & Estados 2008).

La evidencia sugiere que las plantaciones forestales, incluidos los monocultivos de pino de Monterrey (*Pinus radiata*), podrían sustentar un conjunto de especies nativas (Simonetti et al., 2013), incluidos especies de carnívoros que usan estos sitios como hábitats transitorios y de alimentación, entre ellos especies amenazadas como la güiña (Acosta-Jamett & Simonetti 2004; Escudero-Páez et al., 2019). Muchos carnívoros territoriales son particularmente vulnerables al cambio de uso de la tierra y la fragmentación del hábitat, debido a su baja tasa de reproducción, baja densidad de población, grandes requisitos de área individual y sensibilidad a factores antrópicos (Gálvez et al., 2013; Escudero-Páez et al., 2018). Esto hace que los carnívoros sean potencialmente valiosos como especies focales en la planificación de la conservación regional (Lantschner et al., 2012).

Actualmente una de las principales prioridades para la conservación es la conservación y restauración de la conectividad de procesos ecológicos a gran escala (Bustamante, 2004). Sin embargo, para varias especies, la escasa información disponible sobre su dispersión o los

requisitos de hábitat para moverse impide la implementación de una planificación sostenible del paisaje (Plissock et al., 2020).

La conectividad del paisaje es el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento (Bustamante, 2004; McRae et al., 2016). Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse fácilmente entre hábitats adecuados (Alfonso et al., 2017). La conectividad entre hábitats y poblaciones se considera un factor crítico que determina una amplia gama de fenómenos ecológicos, incluido el flujo de genes, la dinámica de las metapoblaciones, el rescate demográfico, la dispersión de semillas, la propagación de enfermedades infecciosas, la expansión del rango de distribución, la invasión de especies exóticas, la persistencia de las poblaciones y el mantenimiento de la biodiversidad. (McRae et al., 2008).

Existen dos formas de analizar la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico: estructural y funcional (Alfonso et al., 2017). La conectividad estructural está definida por las relaciones topológicas de los diferentes tipos de hábitat en el paisaje y los atributos físicos del paisaje. La conectividad funcional está determinada por la respuesta conductual del movimiento de los organismos ante el componente estructural (Carvalho et al., 2016). En este sentido, las diferentes especies, aunque vivan en el mismo hábitat tienen respuestas conductuales diferentes y por lo tanto experimentan niveles distintos de conectividad funcional (Alfonso et al., 2017).

La conectividad funcional comprende los efectos combinados de la estructura de la matriz y su influencia en el movimiento de una especie en particular (FitzGibbon et al., 2007). Los profesionales de la conservación han reconocido desde hace mucho tiempo la conectividad ecológica como una prioridad global para preservar la biodiversidad y la función del ecosistema (Dickson et al. 2019). La importancia de la conectividad funcional del paisaje se reconoce cada vez más en los estudios de fragmentación del hábitat ya que ésta es esencial para asegurar la capacidad de los individuos para moverse entre poblaciones reproductoras y así reducir los riesgos de extinción local, endogamia y pérdida de diversidad genética (FitzGibbon et al., 2007; Rio-Maior et al., 2019).

Comprender cómo los paisajes facilitan o impiden el movimiento de diferentes tipos de especies o procesos también es importante para comprender y gestionar la propagación de enfermedades, incendios forestales y especies invasoras. (McRae et al., 2016). Por lo tanto,

existe la necesidad de herramientas eficientes y confiables que relacionen la composición y el patrón del paisaje con la conectividad para los procesos ecológicos (McRae et al., 2008).

Algunos métodos comúnmente usados en el análisis de la conectividad funcional es el de rutas de menor costo (Adriaensen et al., 2003) y teoría de circuitos (McRae et al., 2008). La teoría de circuitos se basa en la analogía entre el movimiento animal a través del paisaje y el flujo de corriente en un circuito eléctrico donde las diferentes características del hábitat actúan como resistencias de diferente intensidad (McRae et al., 2008). Esta teoría puede ser aplicada para predecir el movimiento de individuos, mortalidad, éxito de dispersión, y patrones de flujo de genes sobre largas distancias (McRae & Beier 2007).

El modelado basado en circuitos eléctricos ofrece herramientas apropiadas para cuantificar la conectividad funcional de los paisajes forestales industriales. Sin embargo, estos modelos han sido poco utilizados en paisajes de bosques templados del hemisferio sur, cuya biodiversidad es particularmente vulnerable a las crecientes presiones de la industria forestal (Pliscoff et al., 2020).

En este estudio se busca analizar la conectividad funcional de dos carnívoros: la güiña (*Leopardus guigna*) y el zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) en paisajes forestales del centro-sur de Chile. Para ello se modeló la resistencia al movimiento de los carnívoros en paisajes forestales haciendo uso de información obtenida por medio de opinión de expertos y de trampas cámara, en la cordillera costera de la Región del Maule, Chile central. Finalmente, con el análisis de los resultados se elaboran recomendaciones de conservación de carnívoros que habitan estos paisajes forestales comerciales.

II. OBJETIVOS

Objetivo General.

Analizar la conectividad funcional del paisaje forestal del centro-sur de Chile para la Güiña (*Leopardus guigna*) y Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) con fines de conservación.

Objetivos específicos

- Cuantificar la actividad de la güiña y zorro culpeo dentro de paisajes forestales en el Centro-Sur de Chile.
- Estimar la resistencia al movimiento ocasionada por paisajes forestales para la güiña y zorro culpeo.
- Elaborar recomendaciones de conservación a nivel de paisaje para la güiña y zorro culpeo en paisajes forestales comerciales.

III. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio.

El área de investigación abarca territorios de las comunas de Constitución y Empedrado en la Región del Maule, donde se seleccionaron cinco paisajes de aproximadamente 100 km² cada uno en la cordillera de la costa.

En este sector se presenta un clima templado cálido supratermal con régimen de humedad subhúmedo seco. La temperatura media anual del aire es de 13,3 °C, con máxima media de 18,9 °C y mínima media de 8,9 °C. La precipitación media es de 920 mm/año (Promis et al., 2019).

La zona posee vegetación nativa dominada principalmente por bosque secundario de *Nothofagus sp* (*N. obliqua* y *N. glauca*) y especies esclerófilas que incluyen *Acacia caven*, *Quillaja saponaria* y *Maytenus boaria*. La vegetación nativa se encuentra fuertemente alterada por la acción de la actividad forestal, que la ha limitado a pequeños fragmentos aislados, rodeados por plantaciones de *Pinus radiata*. En este contexto, el paisaje actual se muestra como el resultado de antiguos procesos empleados en el cultivo de cereales durante el siglo pasado, en donde grandes extensiones de bosques naturales fueron eliminadas para la implantación de cultivos de trigo (Frau et al., 2010).

Se usaron herramientas de Google Earth y Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) para realizar la búsqueda y el procesamiento de todas las imágenes Landsat disponibles para el área de estudio.

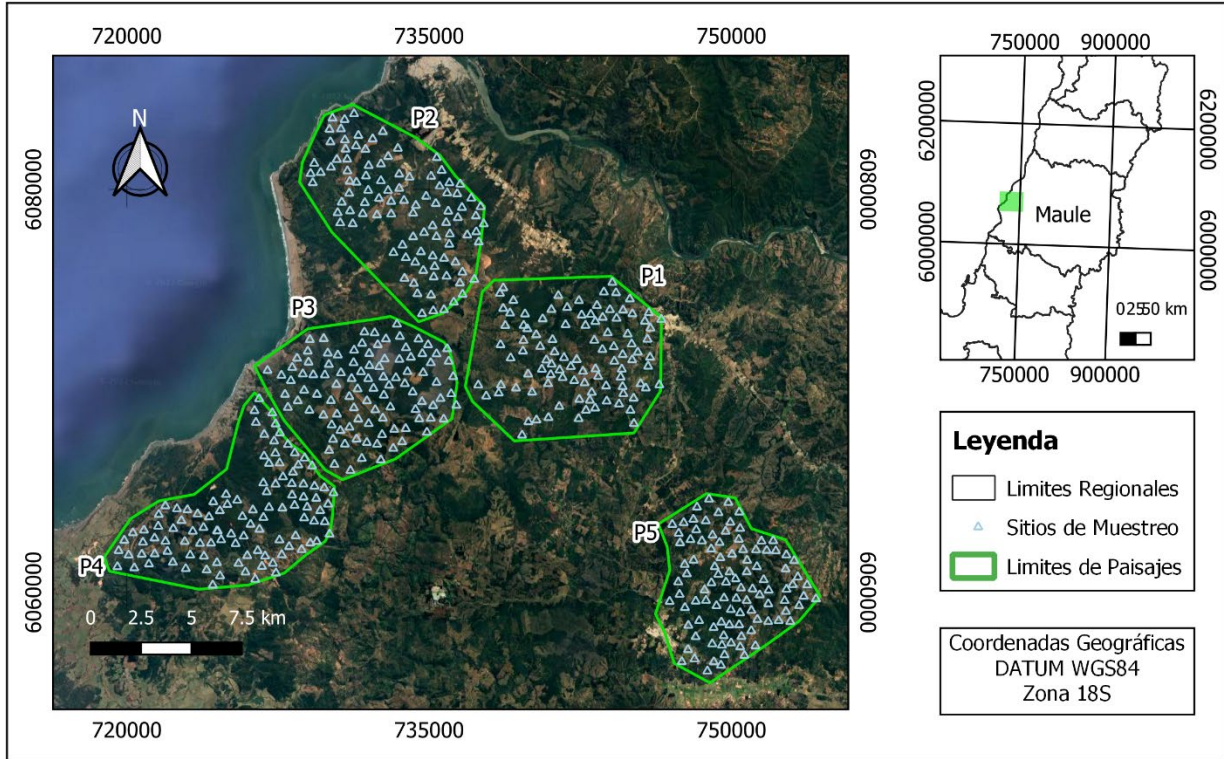


Figura 1. Ubicación de los paisajes de estudio en la Región del Maule, comunas de Constitución y Empedrado. Fuente: Elaboración propia con datos del Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje, 2020.

3.2. Especies Focales.

La güiña (*Leopardus guigna* Molina, 1782) es una especie elusiva, considerado el félido más pequeño del Neotrópico (< 2 kg), cuya distribución geográfica se limita a un estrecho cinturón de hábitat en el centro y sur de Chile y Argentina y está estrechamente asociado con el bosque lluvioso templado chileno, declarado hotspot de biodiversidad (Fleschutz et al., 2016). Esta especie es caracterizada como dependiente de bosque, de baja densidad poblacional y de preferencia por el bosque nativo, lo que hace que la güiña sea sensible al cambio de paisaje (Gálvez et al., 2013; Gálvez et al., 2018), aunque estudios recientes destacan la capacidad de la güiña para tolerar niveles más altos de fragmentación y perturbaciones relacionadas con el hombre, de lo que se pensaba anteriormente (Schüttler et al., 2017; Gálvez et al., 2018; Silva-

Rodríguez et al. 2021). La güiña está categorizada como Vulnerable, con una tendencia poblacional decreciente, en la Lista Roja de la UICN. Las principales amenazas actuales para las güiñas incluyen la pérdida y fragmentación del hábitat y la persecución directa por parte de los humanos (Napolitano et al., 2015).

El zorro culpeo es un depredador oportunista de tamaño mediano (6 a 13 kg) que habita en el oeste y sur de Sudamérica desde el sur de Colombia hasta la provincia de Tierra del Fuego en Argentina y Chile (Monteverde & Piudo, 2011). Los zorros culpeo son generalistas, pudiendo ocupar una gran variedad de hábitats, como estepas, como tierras arbustivas áridas y semiáridas y bosques hasta los 4.500 msnm (Monteverde & Piudo, 2011; Guntiñas et al., 2019). Además, los culpeos viven en ambientes humanizados (Salvatori et al., 1999), donde pueden ser perseguidos como especie plaga (Guntiñas et al., 2019). Esta especie está categorizada por la UICN como de Preocupación Menor, con una tendencia poblacional estable (Lucherini, 2016). A pesar de no estar amenazado globalmente, su estado de conservación está empeorando a escala regional debido a varias amenazas, como la caza y captura para pieles (aunque el comercio ha disminuido en la última década) y la persecución para reducir la depredación del ganado y las aves de corral (Lucherini, 2016; Guntiñas et al., 2019).

3.3. Diseño de muestreo.

En cada paisaje se estableció un esquema de muestreo regular, con 100 puntos de muestreo por paisaje, a excepción del paisaje 4 donde se colocaron 108 puntos, con un distanciamiento de 500-1000 m entre puntos de muestreo. Las ubicaciones específicas para cada unidad de muestreo se establecieron teniendo en cuenta un número de muestreo proporcional entre todas las clases de cobertura terrestre y las características de las especies seleccionadas. El trabajo de campo se realizó durante la temporada primavera-verano 2019-2020.

En cada punto de muestreo se colocó una cámara trampa modelo Browning Strike Force HD Pro X ®, por un total de 10 días y programadas para estar activas las 24 horas cebadas con conservas de pescado, un atractor de baja intensidad (Escudero-Páez et al., 2019) con el fin de aumentar la probabilidad de detección de animales cercanos.

3.4. Tasa de Visita.

Las cámaras fueron desplegadas por 10 días y las fotografías obtenidas del muestreo fueron procesadas por medio de los programas "DataOrganize" y "R". Para considerar una detección como un registro independiente se tomó un periodo de 48 horas, esto tomando en

consideración que se ha reportado para la güiña que los individuos no pasan más tiempo que esté en un solo lugar (Gálvez et al., 2018). Este análisis se realizó usando el programa R (R Core Team, 2021) con la ayuda del paquete “CamtrapR” (Niedballa et al., 2016).

Se estimó la tasa de visita del zorro culpeo y la güiña en cada uno de los puntos de muestreo y se elaboró un mapa de calor de la misma en cada paisaje de estudio. La tasa de visita se calculó por medio de la siguiente expresión (Lira & Briones, 2012; De la Maza & Bonacic, 2014; Medel, 2021):

$$TasadeVisita = \frac{RegistrosIndependientes}{Esfuerzodemuestreo} * 100$$

Donde, el esfuerzo de muestreo se ha definido como el número de periodos muestrales de eventos independientes (n=5) por el número de trampas cámara.

3.5. Idoneidad de Hábitat y Resistencia al Movimiento

Para determinar la idoneidad de hábitat de los paisajes estudiados para la güiña y el zorro culpeo se realizó una consulta a expertos por medio de una modificación de la técnica Delphi (Dalkey, 1969). La técnica Delphi utilizó originalmente cuestionarios anónimos para obtener información de expertos y facilitar la obtención de consensos, (Uhmann, et al., 2001). Para este estudio, la técnica Delphi incorporó una consulta en dos fases por medio de formularios anónimos.

Los expertos fueron consultados por medio de formularios (Apéndice 1) donde se preguntaba un valor de idoneidad de hábitat (escala de 0 a 100) de los diferentes tipos de cobertura del paisaje para las especies estudiadas, donde 0 es no hábitat y 100 el mejor hábitat. Los expertos consultados se escogieron en base a su experiencia en investigación y conocimiento de la ecología de la güiña y el zorro culpeo. Los valores de idoneidad de hábitat obtenidos de la consulta fueron promediados y nuevamente presentados a los expertos consultados para obtener un consenso de la consulta.

Los valores consensuados de idoneidad de hábitat para la güiña y el zorro culpeo se usaron para crear superficies de idoneidad de hábitat para las especies estudiadas reclasificando los valores del landcover del área de estudio. Estas superficies de idoneidad de hábitat se reescalaban en valores de 0 a 1 y posteriormente se transformaron en superficies de resistencia al movimiento usando una función exponencial negativa (Figura 3). La selección de esta función se basa en que, cuando la resistencia se estima a partir de la idoneidad del hábitat,

generalmente se asume que es una función lineal negativa de idoneidad, a pesar de la falta de apoyo empírico para esta suposición crucial (Keeley et al., 2016). Se ha propuesto que, durante la dispersión, los animales pueden tolerar desplazarse dentro de áreas de moderada idoneidad, de modo que la resistencia aumente levemente a medida que la idoneidad disminuye, y luego aumenta dramáticamente a valores de idoneidad más bajos, describiendo así una relación exponencial negativa entre la idoneidad de hábitat y la resistencia (Trainor et al., 2013; Keeley et al., 2016; Keeley et al., 2017; Wright et al., 2021).

Keeley et al. (2016) argumentan que esta relación exponencial negativa de la idoneidad de hábitat y la resistencia del paisaje al movimiento aplica a la mayoría de animales. Por su parte Wright et al., (2021) plantean que la transformación de modelos de idoneidad de hábitat en superficies de resistencia por medio de funciones exponenciales negativas refleja mejor la dispersión y el movimiento de genes, existiendo a su vez diversos estudios exitosos donde se ha puesto a prueba esta metodología en diversos animales incluyendo carnívoros medianos (Trainor et al., 2013; Keeley et al., 2016; Keeley et al., 2017; Wright et al., 2021).

Las superficies de idoneidad de hábitat se transformaron en superficies de resistencia al movimiento usando la siguiente ecuación (Trainor et al., 2013):

$$R = 100 - \frac{99 * 1 - \exp(-c * h)}{1 - \exp(-c)}$$

Donde R es la resistencia, h es la idoneidad de hábitat y c es un parámetro de escala. Con base en la ecuación, los valores de fricción obtenidos están en el rango de 1 a 100, donde 1 representa los valores de fricción más bajos y 100 representa la fricción más alta (Trainor et al., 2013). En cada transformación, la resistencia = 1 cuando la idoneidad de hábitat = 1 y resistencia = 100 cuando idoneidad de hábitat = 0.

El parámetro c es un factor de escala que permite que la función cubrir un espectro de relaciones normalmente no consideradas al relacionar los valores de idoneidad de hábitat y de resistencia al movimiento (Trainor et al., 2013). Para seleccionar un parámetro de escala c para cada especie, se analizó la frecuencia de registros independientes y su distribución según la idoneidad de hábitat del tipo de cobertura donde fueron detectados. Los valores de registros independientes en cada tipo de cobertura se dividieron entre el tamaño del área de dicha cobertura muestreada para ajustar la diferencia de proporción entre el número de sitios de muestreo en cada tipo de hábitat. La función exponencial negativa fue ajustada para esta

distribución y se calculó un valor c para cada especie por medio del software curve expert basic 2.2.3

3.6. Conectividad.

Se modeló la conectividad funcional de las especies estudiadas en los diferentes paisajes utilizando la teoría de circuitos, que aplica conceptos relacionados con el flujo de carga a través de un circuito eléctrico al movimiento de individuos a través de un paisaje. Esta teoría ha sido ampliamente usada en ecología y conservación (McRae et al., 2008).

Los modelos de teoría de circuitos se ejecutan en un mapa ráster que estima la resistencia al movimiento de las especies focales a través del paisaje. En estos modelos, las celdas de raster en un paisaje se tratan como nodos eléctricos conectados a celdas vecinas por resistencias con valores definidos por un modelo de la resistencia del paisaje al movimiento (McClure et al., 2016).

Para el presente estudio se modeló la conectividad funcional de la güiña y el zorro culpeo en los paisajes estudiados utilizando el programa Circuitscape 4.0 (McRae et al., 2009). Circuitscape requiere dos capas raster de entrada, siendo la primera la que corresponde a los nodos, que corresponden a las áreas para conectarse y el otro que muestra los valores de resistencia al movimiento para el paisaje estudiado (Laliberté & St-Laurent, 2020).

Circuitscape emplea la teoría de circuitos para incorporar múltiples rutas de caminata aleatoria en lugar de modelar una sola ruta, como en el modelado de rutas de menor costo. Como resultado Circuitscape muestra el costo relativo de moverse por todo el paisaje (McRae et al., 2008) y permite identificar áreas importantes para la conservación de la conectividad (McRae et al., 2016). La teoría de circuitos opera bajo el supuesto de que los animales no tienen un conocimiento inherente del paisaje más allá de su entorno inmediato, lo que la hace particularmente efectiva en estudios de movimiento de tipo dispersión en mesocarnívoros (Reed et al., 2017).

Para establecer los nodos, se siguió la estrategia utilizada Barik et al., (2021), quien, para esto, usan los puntos de presencia de las especies de interés, con la modificación que en el presente estudio se usó un buffer de 500 m alrededor de los mismos para generar los nodos.

Finalmente se realizó el análisis usando un escenario por pares en el que la conectividad se calcula entre todos los pares de nodos, para este estudio, los puntos de presencia de cada especie con un buffer de 500 m. Los análisis en Circuitscape se realizaron sin considerar flujo

entre los paisajes. El resultado de Circuitscape es un mapa de valores de conectividad acumulados donde los valores más altos representan una mayor conectividad (Plissock et al., 2020).

Para evidenciar la concordancia espacial entre la conectividad y la tasa de visita se utilizó la correlación de Spearman. Para ello, se obtuvieron puntos de muestreo, creando una cuadrícula de 100 filas por 100 columnas para muestrear valores de las capas de tasa de visita y conectividad de Circuitscape en cada punto. Los valores muestreados fueron usados para llevar a cabo la correlación usando el programa R (R Core Team, 2021).

3.7 Categorización.

Para comparar la conectividad entre especies, los valores de conectividad de Circuitscape fueron reescalados a valores de 0 a 1 y posteriormente clasificados en categorías según Barik et al., (2021), con la diferencia que, en el presente caso, se agregó una categoría para distinguir los sitios con nula conectividad. Las categorías usadas fueron: conectividad nula (≤ 0.01), conectividad mínima (0.01-0.25), conectividad baja (0,25–0,5), conectividad media (0,5–0,75) y conectividad alta (0,75–1,0).

3.8. Elaboración de recomendaciones.

Mediante revisión de la literatura y el análisis de los modelos de conectividad del paisaje de las especies de carnívoros se elaboraron recomendaciones de conservación de carnívoros en paisajes forestales comerciales.

Se realizó una revisión de literatura en Google Scholar (<https://www.scholar.google.com>), por medio del programa Publish or Perish (Harzing 2010), permitiendo obtener resultados de revistas indexadas revisadas por pares, como la literatura gris, puesto que no presenta límites de idioma, incorpora diferentes tipos de artículos (revistas no indexadas, tesis, capítulos de libro, entre otros) (Falagas et al., 2008). La búsqueda se realizará a través de palabras clave en español como: “güiña”, “zorro culpeo”, “carnívoros”, “conservación”, “manejo”, “conectividad” y “plantaciones forestales”; y en inglés con palabras clave como: “kodkod”, “culpeo fox”, “carnivores”, “conservation”, “management”, “connectivity” y “forest plantations”. Los resultados de la búsqueda se filtraron y agruparon para desarrollar las recomendaciones de conservación en relación a la conectividad de las especies.

IV. RESULTADOS.

4.1 Registros Independientes.

El esfuerzo de muestreo total de los paisajes fue de 5080 días trampa. Se registraron un total de 77 registros fotográficos independientes de güiña y 164 de zorro culpeo en todos los paisajes estudiados. Se detectaron otras especies de carnívoros como: *Canis lupus familiaris*, *Lycalopex griseus*, *Felis silvestris catus*, *Conepatus chinga* y *Galictis cuja*. Los registros independientes por tipo de cobertura muestran (Tabla 1) que el mayor porcentaje de eventos ocurrieron en plantaciones de pino y eucalipto en el caso de la güiña, mientras que para el zorro culpeo ocurrieron principalmente en plantaciones de pino y áreas de cosecha.

Tabla 1. Porcentaje de registros independientes de *L. culpaeus* y *L. guigna* en diferentes tipos de hábitats en paisajes forestales de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, durante la temporada primavera-verano 2019-2020.

Coberturas	Güiña (n=77)	Zorro Culpeo (n=164)	Porcentaje relativo de área por cobertura
Bosque Nativo	1.3	0.6	4.3
Cosecha	7.8	26.8	23.4
Matorral	0.0	1.8	3.4
Plantación de Eucaliptus	19.5	11.0	10.6
Plantación de Pino	71.4	56.7	43
Regeneración de Pino	0.0	3.0	10.2
Agrícola	0.0	0.0	0.7
Bosque nativo quemado	0.0	0.0	4.3

En general la tasa de visita del zorro culpeo fue mayor a la de la güiña en todos los paisajes (Tabla 2), excepto en el paisaje 4 donde se registra la mayor tasa de visita de la güiña en comparación al zorro culpeo, donde ocurre su tasa más baja. Por su parte, el zorro culpeo encuentra su mayor tasa de visita en el paisaje 3 y la güiña presenta su menor tasa de visita en el paisaje 1. Estos contrastes en la tasa de visita por paisaje pueden observarse de forma espacialmente explícita en la Figura 2.

Tabla 2. Tasa de visita para de *L. culpaeus* y *L. guigna* en los paisajes de estudio de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, durante la temporada primavera-verano 2019-2020.

Especies	Paisajes				
	1	2	3	4	5
<i>Lycalopex culpaeus</i>	4.6	8.8	10	1	8.4
<i>Leopardus guigna</i>	1.2	2.6	1.6	8	2

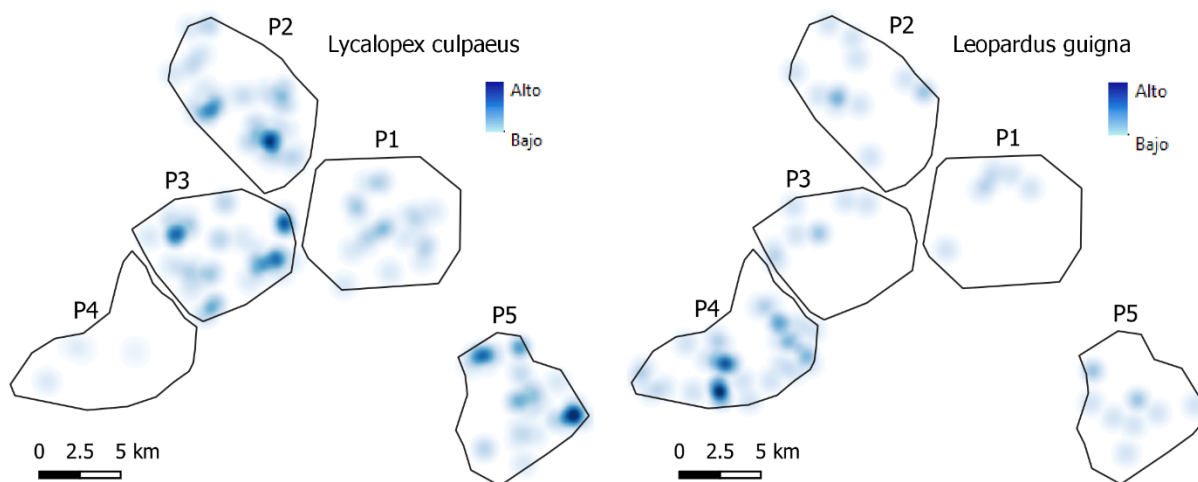


Figura 2. Tasa de visita de *L. culpaeus* y *L. guigna* en los paisajes de estudio. Los colores más intensos representan una mayor tasa de visita.

4.2 Idoneidad de Hábitat y Resistencia al Movimiento.

Los valores obtenidos de la consulta a expertos sobre idoneidad de hábitat de los diferentes tipos de cobertura de suelo se muestran en la Tabla 3. Se obtuvieron respuestas de ocho expertos en la consulta de valores de idoneidad para la güiña y siete para el zorro culpeo. Para las coberturas áreas urbanas y cuerpos de agua se consideró un valor de cero para ambas especies.

Tabla 3. Valores de idoneidad de hábitat de los diferentes tipos de cobertura de suelo de paisajes forestales de la cordillera de la costa de las comunas de Constitución y Empedrado, región del Maule, obtenidos mediante opinión de expertos.

Coberturas	Güiña (n=8)		Zorro Culpeo (n=7)	
	Idoneidad de hábitat	Desviación estándar	Idoneidad de hábitat	Desviación estándar
Plantación de pino	51	19.7	71	10.7
Cosecha	10	8.2	59	36.4
Bosque nativo	99	3.8	86	16.2
Matorral	61	21	91	12.1
Arena	6	11.1	15	12.6
Agrícola	17	15.1	47	19.8
Bosque nativo quemado	58	31.8	50	25.8
Regeneración de pino	23	14.9	44	11.3
Plantación de eucaliptus	40	11.7	64	7.5

El ajuste de la curva de la función exponencial negativa (Trainor et al., 2013) a la distribución de la razón de los eventos independientes y el área de los parches de hábitat muestreados por la idoneidad de hábitat realizado en curve expert arrojó un valor de $c = 5.56$ para el zorro culpeo y $c = 4.97$ para la güiña (Figura 3). Estos valores de c se usaron para usar la función de transformación de idoneidad de hábitat a valores de resistencia.

Las coberturas de menor resistencia para la güiña fueron bosque nativo, matorral y bosque nativo quemado, mientras que para el zorro culpeo fueron matorral, bosque nativo, y plantación de pino. Las superficies de resistencia al movimiento (Figura 4) muestran contrastes entre ambas especies, en el caso de la güiña, presenta en base a esta transformación con $c = 4.97$ una superficie de resistencia que ofrece mayor fricción al movimiento en comparación al zorro culpeo, que en general posee valores de resistencia más bajos en la mayoría de coberturas, teniendo valores de resistencia altos en urbano y agua ($R=100$), y medio en arena ($R= 43.8$), mientras que el resto de coberturas presenta valores bajos.

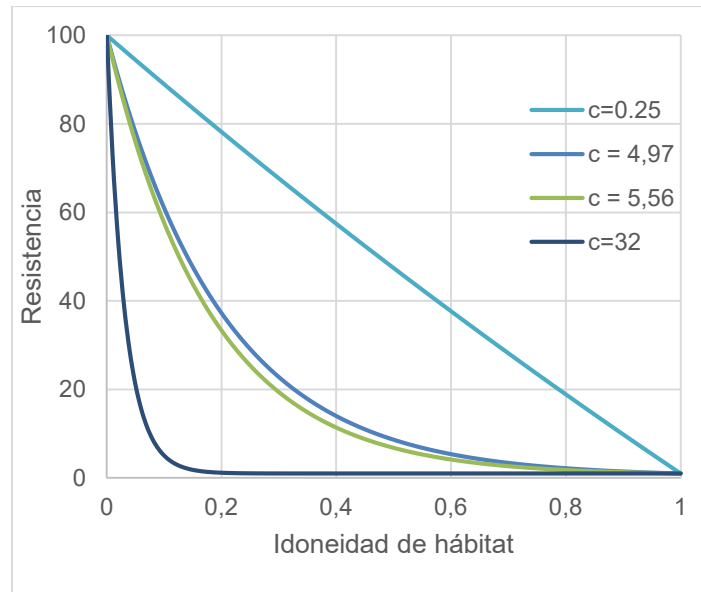


Figura 3. Curvas usadas para transformar valores de idoneidad de hábitat en valores de resistencia para *L. culpaeus* (5.56) y *L. guigna* (4.97). Estas curvas están basadas en la función de transformación $R = 100 - 99 * ((1 - \exp(-c * h)) / (1 - \exp(-c)))$, donde R es la resistencia, h es la idoneidad de hábitat y el factor c determina la forma de la curva. Se han añadido las curvas con $c = 0.25$ y 32 a manera de comparación, siendo $c = 0.25$ una relación casi lineal y $c = 32$ una marcada relación exponencial negativa.

4.3 Conectividad y Zonificación.

Los modelos de conectividad de Circuitscape (Figura 5) fueron reescalados y categorizados (Figura 6) mostrando una mayor superficie de áreas de nula, mínima y baja conectividad (*L. guigna* = 126.8 Km²; 159.1 Km²; 2.2 Km²; *L. culpaeus* = 28.0 Km²; 210.9 Km²; 48.4 Km² respectivamente) que áreas de moderada y alta conectividad (*L. guigna* = 0.2 Km²; 0.01 Km²; *L. culpaeus* = 1.0 Km²; 0.02 Km² respectivamente) para ambas especies (Figura 4).

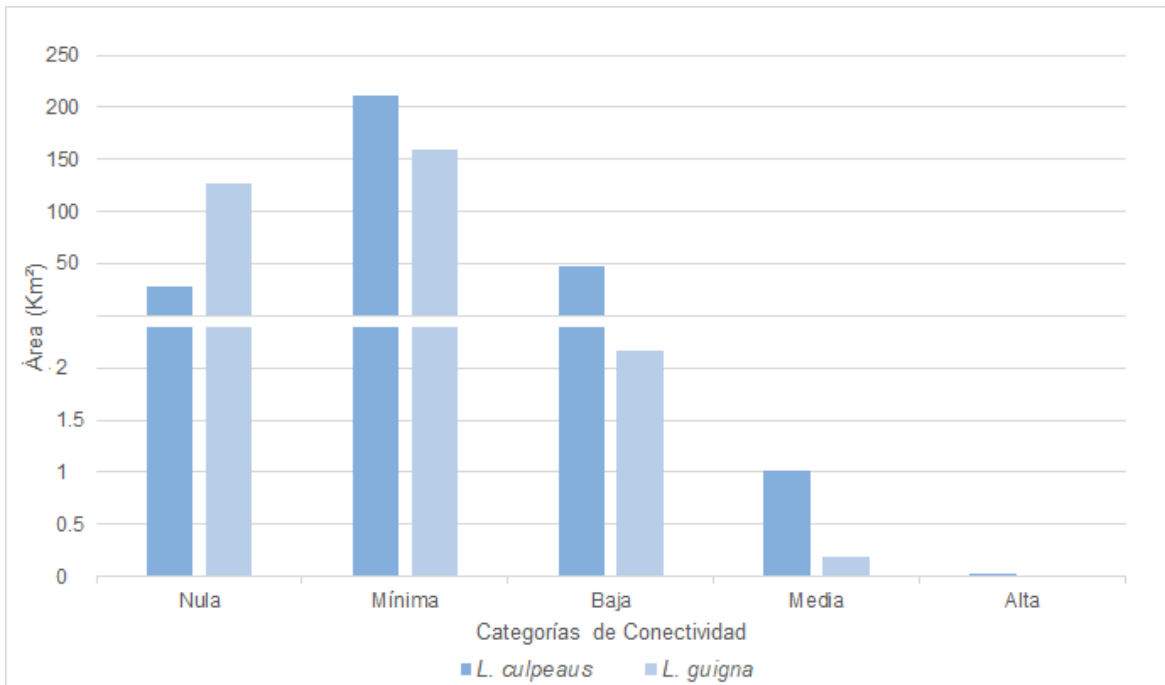


Figura 4. Áreas de categorías de conectividad para *L. culpaeus* y *L. guigna*. Los intervalos de valores para cada categoría son: conectividad nula: ≤ 0.01 ; conectividad mínima: 0.01-0.25; conectividad baja: 0,25–0,5; conectividad media: 0,5–0,75; y conectividad alta: 0,75–1,0.

Las áreas de media conectividad para el zorro culpeo están conformadas principalmente por matorral (62.9 %), bosque nativo (20.1%), plantaciones de pino (16.7%) y eucalipto (0.09%) y cosecha (0.09%), mientras que las áreas de alta conectividad se componen principalmente por matorral (96.2%) y bosque nativo (3.8%). Por su parte para la güiña las áreas de media y alta conectividad se encuentran formados únicamente por bosque nativo (100%) (Figura 8).

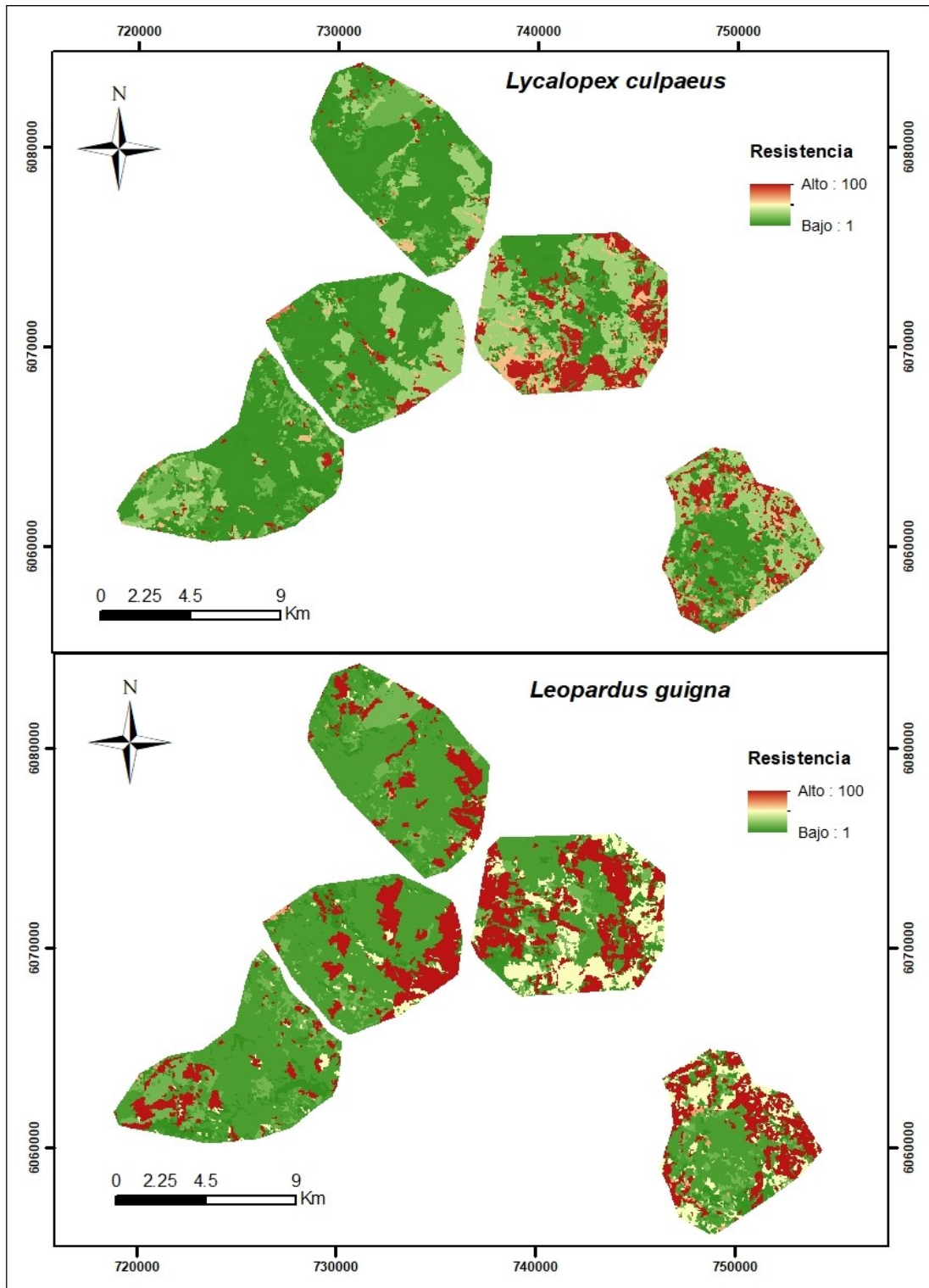


Figura 5. Superficies de resistencia al movimiento para *L. culpaeus* y *L. guigna* en paisajes forestales de la cordillera de la costa de Empedrado y Constitución, Región del Maule.

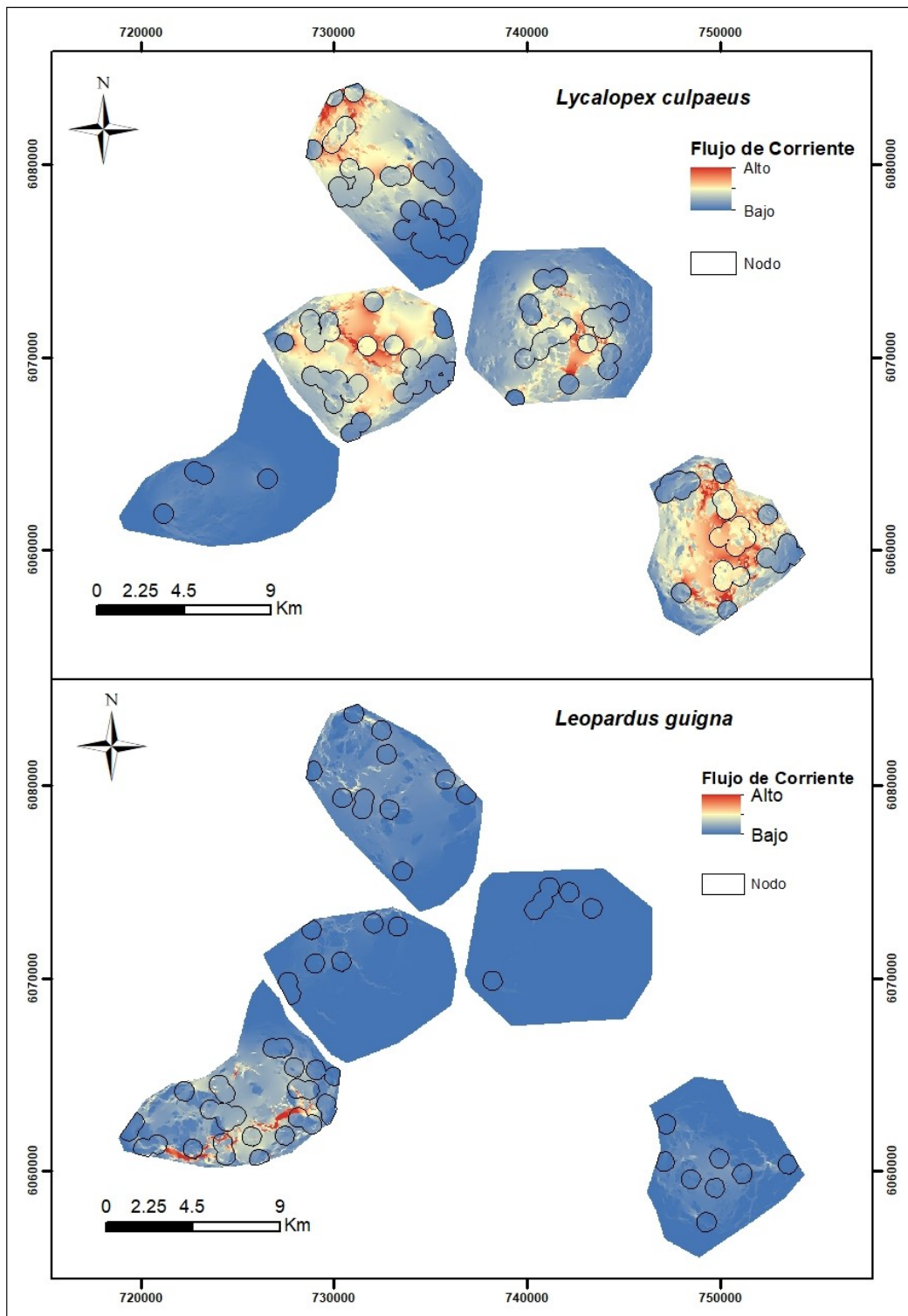


Figura 6. Mapa de flujo de corriente de Circuitscape para *L. culpaeus* y *L. guigna* representando la conectividad funcional para ambas especies. Las áreas de mayor flujo de corriente representan mayores probabilidades de movimiento entre nodos.

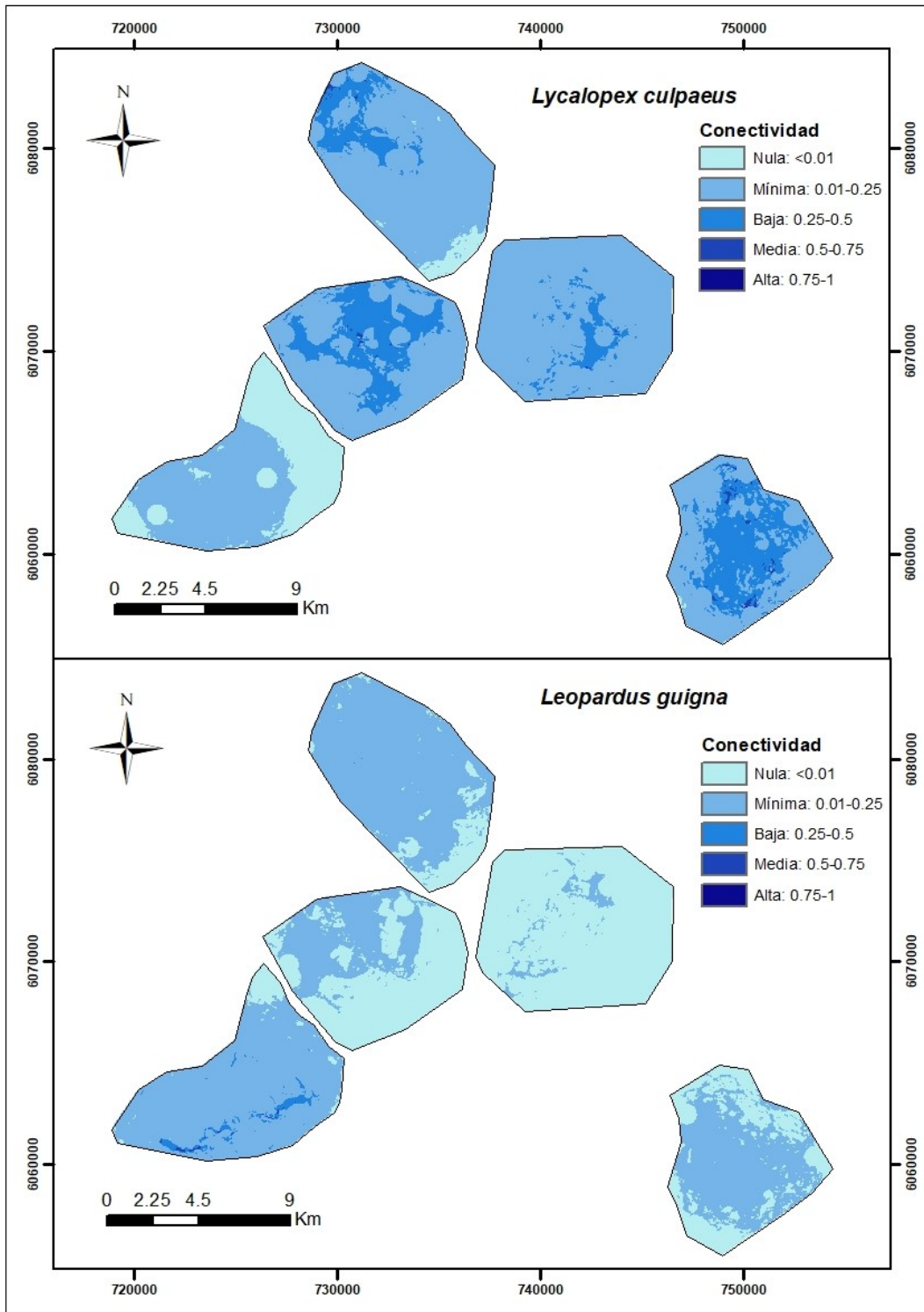


Figura 7. Categorización de valores de conectividad para *L. culpaeus* y *L. guigna*. Los valores de conectividad de Circuitscape fueron reescalados y clasificados en categorías de conectividad para efectos de comparación.



Figura 8. Proporción de área ocupada de los tipos de cobertura presentes en el área de estudio para cada categoría de conectividad para *L. culpeus* y *L. guigna*.

Dado que los datos de conectividad y tasa de visita no cumplían los requisitos de normalidad y no pudieron ser transformados para lograr dicha distribución, se utilizó la correlación no paramétrica de Spearman. La tasa de visita del zorro culpeo mostró una correlación positiva, baja y significativa ($R= 0.26$, $p < 0.001$) con su respectivo modelo de conectividad. Mientras que, para la güiña, la correlación entre su tasa de visita y modelo de conectividad fue positiva, media-baja y significativa ($R= 0.43$, $p < 0.001$).

4.4 Conservación de la Conectividad en Plantaciones Forestales.

La revisión de literatura por medio del programa Publish or Perish (Harzing 2010) realizada a través de palabras clave en español como: “güiña”, “zorro culpeo”, “carnívoros”, “conservación”, “manejo”, “conectividad” y “plantaciones forestales”; y en inglés con palabras clave como: “kodkod”, “culpeo fox”, “carnívoros”, “conservation”, “management”, “connectivity” y “forest plantations”, encontró poca literatura relacionada a la conservación de la conectividad funcional de carnívoros en plantaciones forestales. La literatura científica encontrada a través de la revisión de literatura aborda diversos aspectos de la ecología de carnívoros en plantaciones forestales como fragmentación del hábitat, selección de presas, respuestas a la estructura del hábitat y patrones espacio temporales (Acosta-Jamett & Simonetti., 2004; Lantschner et al., 2012; Simonetti et al., 2013; Moreira et al., 2015; Moreira et al., 2016; Escudero et al., 2019; Medel, 2021).

Las recomendaciones de conservación de carnívoros en plantaciones forestales se enfocan en la gestión de plantaciones forestales mediante la mejora de la estructura de la vegetación a través de la conservación y mejora del sotobosque ya que proporciona refugio y alimento a estas especies (Acosta-Jamett & Simonetti., 2004; Simonetti et al., 2013; Moreira et al., 2015; Moreira et al., 2016).

Por otra parte, se ha encontrado poca literatura orientada al estudio y conservación de la conectividad funcional en paisajes forestales en carnívoros (Muñoz, 2020; Pliscoff et al., 2020). Freer (2004) sostiene que la güiña puede usar hábitat como plantaciones sin que represente una amenaza grave para la dispersión de la misma, si se ubican de manera sostenible y mantienen corredores de vegetación densa. Por su parte Pliscoff et al., (2020) reconoce que el estudio de la conectividad y corredores esta pobremente estudiado en paisajes forestales y plantea que la silvicultura necesita incorporar los corredores ecológicos como una tarea metodológica en su proceso de aprovechamiento y asegurar que corredores potenciales se despejen. Además, el mismo autor sugiere que la silvicultura puede ayudar a mejorar la viabilidad de las especies amenazadas a través de la restauración del hábitat y la conservación de la conectividad del paisaje, evitando consecuencias genéticas perjudiciales en dichas poblaciones.

V. DISCUSION.

El presente trabajo diferencia claramente la conectividad funcional en paisajes heterogéneos y sujetos a manejo productivo de dos especies disímiles de carnívoros nativos en Chile en cuanto a su taxonomía, conducta y características ecológicas, como son el zorro culpeo y la güiña. En general, nuestros resultados concuerdan con otros trabajos reportados para las especies, aunque analizados en otras condiciones ecológicas o escalas de análisis (Muñoz, 2020; Pliscoff et al., 2020). Observándose evidencia que sugiere que en los paisajes existe una mejor conectividad para el zorro culpeo en comparación a la güiña, patrón también se observa en carnívoros sometidos a modificaciones de su paisaje (Muñoz, 2020).

5.1 Tasa de visita.

En general la güiña tuvo una tasa de visita inferior a las del zorro culpeo en 4 de los 5 paisajes analizados. La güiña como especie elusiva (Fleschutz et al., 2016) podría considerarse una especie de baja detectabilidad en comparación al zorro culpeo, un carnívoro de mayor tamaño (adultos ~14 Kg) (Guntiñas et al., 2021) generalista capaz de adaptarse a cambios en el paisaje y menos sensible a la fragmentación del hábitat (Acosta y Simonetti, 2004). Por otra parte, la güiña poseería una menor detectabilidad que el zorro culpeo en función de su capacidad de dispersión. Se han registrado las distancias máximas de dispersión de las güiñas en un paisaje altamente modificado y fragmentado del norte de la isla de Chiloé en 13,9 km, mientras que la distancia de dispersión de los culpeos jóvenes se ha estimado entre 12 y 90 km (Novaro et al., 2005), teniendo el zorro culpeo una mayor capacidad de movimiento comparado con la güiña. No se descartaría además una relación directa entre la tasa de visita y la abundancia real diferencial, lo que indicaría que los zorros podrían ser más abundantes en estos paisajes intervenidos. Aunque no existe información específica para nuestra área de estudio, se reporta una densidad de güiña de 0.97 animales/km² (Dunstone et al., 2002), y de 0,2 y 2,6 animales/km² para el zorro culpeo (Guntiñas et al., 2021). Un caso especial lo presenta el paisaje 4, donde la güiña posee mayor tasa de visita que el zorro culpeo, lo cual podría deberse a una mayor superficie de vegetación nativa (10%) con mayor diversidad estructural de la cobertura vegetal y que por el contrario disminuya la presencia de zorro culpeo que se ha reportado responder negativamente a este factor (Moreira-Arce et al., 2016).

Se encontró una correlación positiva, aunque de baja a media intensidad, entre la tasa de visita y conectividad modelada para ambas especies. Esto indica una correspondencia entre la tasa de visita y la conectividad modelada para las especies de estudio. Esto podría sugerir que la

conectividad es uno de los factores que hace variar la tasa de visita local de la güiña y el zorro culpeo en los paisajes, como se ha sugerido en otros estudios (Grafius et al., 2017).

A pesar de la variación espacial en la tasa de visita para ambas especies, no parece haber evidencia de aislamiento entre estos sitios. Estos resultados parecen estar de acuerdo con la capacidad del zorro culpeo de utilizar diferentes tipos de hábitats, lo que facilitaría su movimiento a través del paisaje (Pliscoff et al., 2020). Para el caso de la güiña, aunque la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales puede ser una amenaza para esta especie (Acosta-Jamett & Simonetti., 2004), también se ha descrito que estos sitios no son una barrera impermeable que impida el movimiento entre parches de bosque, (Zúñiga et al., 2009, Moreira et al., 2016). Además, resultados de estudios similares indican que las plantaciones forestales son adecuadas para el movimiento de generalistas como el zorro culpeo, mientras que, para especies con requerimientos de hábitat más específicos como la güiña, su movimiento es posible a través de plantaciones de pino adulto con sotobosque (Pliscoff et al., 2020).

5.2 Resistencia y Conectividad.

La modelación de la resistencia al movimiento obtenido por opinión experta está en concordancia con patrones de conducta dependiente de bosque y generalista de ambiente para el caso de güiña y zorro culpeo, respectivamente. Para la güiña se obtuvieron valores bajos de resistencias en bosque nativo y matorral, lo cual concuerda con su carácter de dependiente de bosque con preferencia por el bosque nativo (Acosta-Jamett & Simonetti 2004). Las áreas de mayor de resistencia para la güiña fueron en coberturas urbano seguido de arena y áreas de cosecha. La alta resistencia de estos sitios está de acuerdo con el comportamiento de la güiña que tiende a evitar perturbaciones humanas (Acosta-Jamett & Simonetti 2004) y sitios de áreas abiertas (Schüttler et al., 2017). Por su parte para el zorro culpeo la mayoría de las coberturas tuvieron valores de resistencia medias y bajas, siendo las más bajas matorral, bosque nativo y plantaciones de pino, ya que como generalista puede utilizaren una gran variedad de ambientes (Gutiñas et al., 2021). Al igual que la güiña, áreas de cobertura urbanas fueron identificadas de alta resistencia. Para la güiña las áreas ocupadas por el ser humano representan amenazas como predadores como perros domésticos, riesgo de atropellamientos y muertes por persecución directa del ser humano (Sanderson et al., 2002; Gálvez et al., 2013), dado el riesgo estos sitios dificultarían su desplazamiento, aunque algunos estudios han demostrado mayor tolerancia a hábitats alterados (Gálvez et al., 2018). Por otra parte, las áreas cercanas a la presencia humana, pueden ser zonas de riesgo para el zorro culpeo, donde pueden ser

fácilmente encontrados y asesinados, y actuar como barreras al movimiento de la especie (Pía, 2011; Guntiñas et al., 2021).

Las capas de resistencia generadas muestran una mayor fricción al movimiento en el caso de la güiña en comparación al zorro culpeo. Aunque se tiene en cuenta que los datos provienen de opiniones de expertos, las diferencias podrían obedecer a las características de cada especie que se ve reflejada matemáticamente a los diferentes de valor de c utilizado en cada transformación por medio de una ecuación exponencial negativa (Trainor et al., 2013). La güiña, una especie dependiente de bosque, sensible a cambios en el paisaje (Gálvez et al., 2013), tendría más dificultad para desplazarse en un paisaje cambiante, como en espacios abiertos por cosecha en plantaciones forestales, por lo que su capa de resistencia debería ofrecer más fricción con relación a la de un generalista como el zorro culpeo que puede adaptarse a los cambios en el paisaje y es menos sensible a la fragmentación (Acosta y Simonetti 2004; Zúñiga & Fuenzalida 2016). Por ello el cálculo de un valor c menor para la güiña en comparación al usado para el zorro culpeo parece ser un resultado concordante con lo esperado, ya que, a mayor valor de c , se obtiene una superficie de resistencia de menor fricción comparado con valores menores que produciría superficies de resistencia de mayor fricción (Figura 3).

5.3 Categorización.

Se encontró una mayor cantidad de áreas de mínima y baja conectividad en relación a las áreas de media alta conectividad para ambas especies, indicando bajos flujo de corriente entre nodos (McRae, 2008). Esto sugiere que, aunque el paisaje es permeable al desplazamiento de la güiña y el zorro culpeo, presenta limitaciones al movimiento de los individuos, que además son diferentes en ambas especies. El área de conectividad nula (< 0.01) es mayor para la güiña en relación al zorro culpeo, indicando que en los paisajes existe una menor conectividad para la güiña en los paisajes en relación al zorro culpeo. Las áreas de conectividad nula presentan áreas de todos los tipos de coberturas, siendo para ambas especies las más significativas, las de plantación de pino seguida por áreas de cosecha y plantación de eucalipto, lo cual, en este caso, esta coincidencia, obedecería a la participación proporcional de estas coberturas dentro de los paisajes.

Las áreas de media y alta conectividad fueron mayores para el zorro culpeo en relación a la güiña. Esto estaría relacionado con el punto anterior, ya que de igual forma apoyaría la idea que los paisajes forestales estudiados ofrecen una mayor conectividad funcional para el zorro culpeo en comparación a la güiña, lo que estaría relacionado con el carácter generalista del

zorro culpeo en comparación a la güiña descrita como una especie dependiente de bosque con preferencia por el bosque nativo (Acosta & Simonetti, 2004). Como especie generalista, el zorro culpeo podría tolerar de mejor manera la fragmentación (Acosta-Jamett & Simonetti 2004), además que en plantaciones forestales responde positivamente a las áreas de cosecha (Escudero-Páez et al., 2019), lo que facilitaría su movimiento a través de estos paisajes, lo que explicaría sus mayores áreas de media y alta conectividad en comparación a la güiña, que por otro lado, muestra una relación positiva con sitios con alta diversidad estructural del bosque y presencia de sotobosque (Moreira-Arce et al., 2016) y de la que se reporta que es poco probable que use áreas de cosecha y plantaciones jóvenes para desplazarse (Plissock et al., 2020), lo que restringiría más su movimiento por los paisajes en comparación al zorro culpeo. Lo anterior parece estar en concordancia con lo descrito por Muñoz (2020), quien señala que en paisajes de plantaciones forestales y bosque nativo en la Cordillera de Nahuelbuta existe una mayor conectividad para especies generalistas como el zorro culpeo en comparación a dependientes de bosque como la güiña, dado que los generalistas no requerirían condiciones específicas de hábitat, mientras que el movimiento para la güiña era más reducido debido a la fragmentación del hábitat, ya que se encontraba en componentes aislados sin posibilidad de conectarse (Muñoz et al., 2020).

En cuanto al tipo de coberturas presentes en las áreas de media y alta conectividad, éstas estaban conformadas por bosque nativo para el zorro culpeo y güiña principalmente. El zorro, además, incorporó principalmente áreas de matorral. Plissock et al., (2020), encuentra resultados similares en sus modelos de conectividad potencial, en paisajes forestales, que se conformaban principalmente por vegetación nativa y bosque nativo para el caso del zorro culpeo, mientras que el caso de la güiña estaba conformado principalmente de bosque nativo. La preponderante presencia de bosque nativo en las áreas de media y alta conectividad para la güiña resalta la importancia de este tipo de cobertura para la conectividad de la especie facilitando la misma (Dunstone et al., 2002). Por otra parte, aunque como generalista de ambiente, el zorro culpeo, puede usar diferentes tipos de hábitat, incluyendo matorrales (Gutiñas et al., 2020), la alta proporción de matorral en las áreas de alta y media conectividad para el zorro culpeo podría sugerir su importancia para la conectividad de esta especie.

5.4. Conservación de la Conectividad en Paisajes Forestales.

Se ha encontrado en este estudio que existe una mejor conectividad para el zorro culpeo en comparación a la güiña en los paisajes de estudio, evidenciado en las mayores áreas de media y alta conectividad. Aunque esta especie es capaz de usar las plantaciones forestales para su

movimiento (Pliscoff et al., 2020), cabe destacar que las coberturas de matorral fueron de especial importancia para el zorro culpeo debido a su elevada presencia en sitios de media y alta conectividad (Figura 8), por lo que la conservación de estos sitios podría tomarse en cuenta para la conservación de la conectividad de esta especie.

En paisajes fragmentados, se ha enfatizado el papel importante que juegan los corredores y los pequeños fragmentos de hábitat en el mantenimiento de la conectividad del paisaje (Sanderson et al. 2002). La vegetación nativa puede facilitar el movimiento de la güiña (Dunstone et al., 2002), sirviendo como corredores y parches más pequeños como peldaños que conectan fragmentos o áreas boscosas más grandes (Sanderson et al., 2002). Dada su preponderante participación en áreas de alta, media e incluso baja conectividad (Figura 8), se ha encontrado evidencia de la alta importancia que presentan los fragmentos de bosque nativo en la conectividad de la güiña dentro del mosaico de plantaciones forestales, por lo que la conservación efectiva de los fragmentos de bosque nativo es necesaria para la conservación de la conectividad de esta especie.

Se debe destacar que a pesar del uso que la güiña hace de las plantaciones de pino adulto para su movimiento en el paisaje esta puede que no le asegure una buena conectividad debido a la dinámica cambiante del paisaje a causa de las prácticas de cosecha (Muñoz, 2020). Por esto, diferentes autores han aconsejado la identificación de corredores como una tarea metodológica en el aprovechamiento forestal (Freer, 2004; Pliscoff et al., 2020) para asegurar la conectividad y evitar el aislamiento de especies amenazadas como la güiña, requiriendo del compromiso y la explotación cuidadosa de la tierra por parte de los propietarios privados (Freer, 2004). Aunque en este trabajo no se han trazado corredores por medio de metodologías como rutas de menor costo como en investigaciones similares (Muñoz, 2020; Pliscoff et al., 2020), se han podido identificar tipos de coberturas importantes para la conectividad de la güiña y el zorro culpeo.

La conservación efectiva y/o restauración de los fragmentos de bosque nativo y matorrales podría significar un costo extra a la industria forestal, pero compatibilizaría la producción con la conservación de la güiña y otras especies y ayudaría a la industria forestal a adoptar prácticas sostenibles destinadas a evitar que las tierras gestionadas se conviertan en hábitats inadecuados y barreras para el movimiento de la vida silvestre, como se establece en los objetivos de Aichi (UN, 2010).

VI CONCLUSIONES

La mayor tasa de visita del zorro culpeo en comparación a la güiña en casi todos los paisajes puede deberse posiblemente a las características ecológicas de cada especie que inciden en su detectabilidad y consecuentemente en un mayor valor de tasa de visita, como una mayor capacidad de movimiento por parte del zorro culpeo y/o mayor elusividad por parte de la güiña. Aunque uno de los paisajes tuvo mayor tasa de visita de la güiña respecto al zorro culpeo esto pudo deberse a variables que favorecen a la güiña como una mayor cobertura de bosque nativo.

Las especies experimentan resistencias diferenciales por parte de los paisajes, presentando mayor fricción al movimiento en el caso de la güiña, coincidiendo con características ecológicas de la especie como dependiente de bosque, y que evita espacios abiertos. Por otra parte, los paisajes estudiados ofrecen una menor resistencia al movimiento para el zorro culpeo coincidiendo con su carácter generalista, que no requieren condiciones específicas de hábitat y que presenta mejor tolerancia a la fragmentación.

Existe una mayor área de nula, mínima y baja conectividad en relación a las áreas de media y alta conectividad, sugiriendo que, aunque existe conectividad en los paisajes para las especies estudiadas, estos siguen ofreciendo limitaciones al movimiento de individuos, que, además, es diferente para cada especie, aunque dada la incertidumbre de la opinión experta, esto debe tomarse con cautela y que podría ser perfectible con otras metodologías que incluyan datos de telemetría para obtener una mejor calibración de los datos de resistencia.

En virtud de la mayor área de media y alta conectividad para el zorro culpeo en comparación a la güiña se considera que para el zorro culpeo existe una mejor conectividad en los paisajes estudiados.

Finalmente, a esta escala de análisis, se destaca la importancia de las áreas de bosque nativo para la conectividad de las especies particularmente para el caso de la güiña por lo que la conservación efectiva y/o restauración de estos fragmentos permitirían compatibilizar la actividad de manejo forestal con la conservación de la biodiversidad. En este sentido, también podrían simularse áreas de cosecha y rotaciones de manera espacialmente explícito para modelar escenarios que maximicen la conectividad en periodos o tiempos específicos de modo que la planificación y el manejo pueda orientarse más eficientemente a la conservación de la conectividad.

VII. BIBLIOGRAFÍA.

ACUÑA, M. P., & ESTADES, C. F. (2011). Plantation clearcut size and the persistence of early-successional wildlife populations. *Biological conservation*, 144(5), 1577-1584.

ACOSTA-JAMETT, G., SIMONETTI, J.A., 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodivers.Conserv.* 13, 1135e1151.

ADRIAENSEN, F., CHARDON, J. P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULINCK, H., & MATTHYSEN, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.

BLISS, J. C. (2000). Public perceptions of clearcutting. *Journal of forestry*, 98(12), 4-9.

BRAUN, A. C., TROEGER, D., GARCIA, R., AGUAYO, M., BARRA, R., & VOGT, J. (2017). Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity: A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation*, 10, 159-172.

BUSTAMANTE, R. A. C. (2014). Comparing methods for assessing habitat connectivity: A case study of güiñas (*Leopardus guigna*) in a fragmented Chilean landscape (Doctoral dissertation, University of Minnesota).

CORTÉS, L., ACUÑA, M. P., & HERNÁNDEZ, H. J. (2020). Spatiotemporal Dynamics of Forest Plantation Clearcutting at Landscape Level. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 43, 969-973

DALKEY, N. C. (1969). The Delphi method: An experimental study of group opinion. RAND Corp Santa Monica Calif.

DE LA MAZA, M. & BONACIC, C. 2014. Manual para el Monitoreo de Fauna Silvestre en Chile. Serie Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago. 194 p.

DELIBES-MATEOS, M., DÍAZ-RUIZ, F., CARO, J., & FERRERAS, P. (2014). Activity patterns of the vulnerable güiña (*Leopardus guigna*) and its main prey in the Valdivian rainforest of southern Chile. *Mammalian Biology*, 79(6), 393-397.

DICKSON, B. G., ALBANO, C. M., ANANTHARAMAN, R., BEIER, P., FARGIONE, J., GRAVES, T. A. & LITTLEFIELD, C. E. (2019). Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, 33(2), 239-249.

DUNSTONE, N., DURBIN, L., WYLLIE, I., FREER, R., JAMETT, G. A., MAZZOLLI, M., & ROSE, S. (2002). Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. *Journal of Zoology*, 257(1), 1-11.

ESCOBAR, M. A., URIBE, S. V., CHIAPPE, R., & ESTADES, C. F. (2015). Effect of clearcutting operations on the survival rate of a small mammal. *PLoS One*, 10(3), e0118883.

ESCUADERO-PÁEZ, S. P., BOTERO-DELGADILLO, E., & ESTADES, C. F. (2019). Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. *Mammalia*, 83(2), 115-124.

FALAGAS, M. E., PITSOUNI, E. I., MALIETZIS, G. A., & PAPPAS, G. (2008). Comparison of PubMed, Scopus, web of science, and Google scholar: strengths and weaknesses. *The FASEB journal*, 22(2), 338-342.

FITZGIBBON, S. I., PUTLAND, D. A., & GOLDIZEN, A. W. (2007). The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape Ecology*, 22(10), 1513.

FLESchUTZ, M. M., GÁLVEZ, N., PE'ER, G., DAVIES, Z. G., HENLE, K., & SCHÜTTLER, E. (2016). Response of a small felid of conservation concern to habitat fragmentation. *Biodiversity and conservation*, 25(8), 1447-1463.

FRAU, C. M., SANTOS, J. R., MALDONADO, F. D., VALENZUELA, J. G., VALERIANO, M. M., ROJAS, Y. O., & HERNÁNDEZ, Y. M. (2010). Caracterización y monitoreo de paisaje semiárido en la Región del Maule mediante datos satelitales. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(6), 660-668.

FREER, R. A. (2004). The spatial ecology of the güiña (*Oncifelis guigna*) in Southern Chile (pp. 1-219). England: University of Durham.L

FRIGERI, E., CASSANO, C. R., & PARDINI, R. (2014). Domestic dog invasion in an agroforestry mosaic in southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(3), 508-528.

GÁLVEZ, N., GUILLERA-ARROITA, G., ST. JOHN, F. A., SCHÜTTLER, E., MACDONALD, D. W., & DAVIES, Z. G. (2018). A spatially integrated framework for assessing socioecological drivers of carnivore decline. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1393-1405.

GÁLVEZ, N., HERNÁNDEZ, F., LAKER, J., GILABERT, H., PETITPAS, R., BONACIC, C., GIMONA A., HESTER, A., & MACDONALD, D. W. (2013). Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable güiña *Leopardus guigna*. *Oryx*, 47(2), 251-258.

GORELICK, N., HANCHER, M., DIXON, M., ILYUSHCHENKO, S., THAU, D., & MOORE, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.

GRAFIUS, D. R., CORSTANJE, R., SIRIWARDENA, G. M., PLUMMER, K. E., & HARRIS, J. A. (2017). A bird's eye view: using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. *Landscape Ecology*, 32(9), 1771-1787.

GUNTIÑAS, M., LOZANO, J., CISNEROS, R., LLORENTE, E., & MALO, A. F. (2021). Ecology of the culpeo (*Lycalopex culpaeus*): a synthesis of existing knowledge. *Hystrix*, 32(1).

GUNTIÑAS, M., LOZANO, J., CISNEROS, R., NARVÁEZ, C., & ARIAS, D. (2019). Habitat requirements and differential abundance of the culpeo (*Lycalopex culpaeus*) in the high Andes of southern Ecuador. *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 18.

HARZING, A. W. (2010). *The publish or perish book*. Tarma Software Research Pty Limited.

KEELEY, A. T., BEIER, P., & GAGNON, J. W. (2016). Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology*, 31(9), 2151-2162.

KEELEY, A. T., BEIER, P., KEELEY, B. W., & FAGAN, M. E. (2017). Habitat suitability is a poor proxy for landscape connectivity during dispersal and mating movements. *Landscape and Urban Planning*, 161, 90-102.

LALIBERTÉ, J., & ST-LAURENT, M. H. (2020). Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103878.

LANTSCHNER, M. V., RUSCH, V., & HAYES, J. P. (2012). Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269, 271-278.

LIRA-TORRES, IVÁN, & BRIONES-SALAS, MIGUEL. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 28(3), 566-585

LUCHERINI, M. (2016). *Lycalopex culpaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T6929A85324366. [en línea]. <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.201611.RLTS.T6929A85324366.en>>. [Consulta: 15 Diciembre 2020].

MCCLURE, M. L., HANSEN, A. J., & INMAN, R. M. (2016). Connecting models to movements: testing connectivity model predictions against empirical migration and dispersal data. *Landscape Ecology*, 31(7), 1419-1432.

MCRAE, B. H., & BEIER, P. (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19885-19890.

MCRAE, B. H., DICKSON, B. G., KEITT, T. H., & SHAH, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712-2724.

MCRAE, B. H., SHAH, V., & EDELMAN, A. (2016). Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. *The Nature Conservancy*, 14.

MEDEL, R. (2021). Caracterización de comunidades de carnívoros nativos y exóticos en ambientes forestales de la zona costera del centro-sur de Chile. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniera Forestal. Universidad de Chile.

MERRICK, M. J., & KOPROWSKI, J. L. (2017). Circuit theory to estimate natal dispersal routes and functional landscape connectivity for an endangered small mammal. *Landscape ecology*, 32(6), 1163-1179.

MONTEVERDE, M. J., & PIUDO, L. (2011). Activity patterns of the culpeo fox (*Lycalopex culpaeus magellanica*) in a non-hunting area of northwestern Patagonia, Argentina. *Mammal study*, 36(3), 119-125.

MORA-MOTTA, A. (2018). Tree Plantations in Chile: Towards a More Sustainable Model?. *Gestión y Ambiente*, 21(2Supl), 100.

MUÑOZ, M. (2020). Identificando corredores ecológicos en un hotspot de biodiversidad del centro-sur de Chile: la cordillera de Nahuelbuta. Tesis para optar al título profesional de Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad de Concepción.

NAPOLITANO, C., GÁLVEZ, N., BENNETT, M., ACOSTA-JAMETT, G. & SANDERSON, J. (2015). *Leopardus guigna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T15311A50657245. [en línea] <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T15311A50657245.en>>. [Consulta: 15 Diciembre 2020]

NIEDBALLA, J., SOLLMANN, R., COURTIOL, A., & WILTING, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457-1462.

NOVARO, A. J., & WALKER, R. S. (2005). Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in the Patagonian Steppe. *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press, Washington, 268-288.

PAWSON, S. M., ECROYD, C. E., SEATON, R., SHAW, W. B., & BROCKERHOFF, E. G. (2010). New Zealand's exotic plantation forests as habitats for threatened indigenous species. *New Zealand Journal of Ecology*, 342-355.

PÍA M.V., 2011. Influencia conjunta de la vegetación, asentamientos humanos, caminos y actividades ganaderas sobre la ocurrencia y dieta de los carnívoros tope de Achala (Córdoba, Argentina). PhD Thesis, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

PLISCOFF, P., SIMONETTI, J. A., GREZ, A. A., VERGARA, P. M., & BARAHONA-SEGOVIA, R. M. (2020). Defining corridors for movement of multiple species in a forest-plantation landscape. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01108.

PROMIS, A., OLIVARES, S., ACUÑA, S., & CRUZ, G. (2019). Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado “Las Máquinas” en la Región del Maule, Chile. *Gayana. Botánica*, 76(2), 257-262.

R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REED, G. C., LITVAITIS, J. A., CALLAHAN, C., CARROLL, R. P., LITVAITIS, M. K., & BROMAN, D. J. A. (2017). Modeling landscape connectivity for bobcats using expert-opinion and empirically derived models: how well do they work?. *Animal Conservation*, 20(4), 308-320.

SANDERSON, J., SUNQUIST, M.E. & IRIARTE, J.A. (2002) Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy*, 83, 608–613.

RIO-MAIOR, H., NAKAMURA, M., ÁLVARES, F., & BEJA, P. (2019). Designing the landscape of coexistence: Integrating risk avoidance, habitat selection and functional connectivity to inform large carnivore conservation. *Biological Conservation*, 235, 178-188.

SCHÜTTLER, E., KLENKE, R., GALUPPO, S., CASTRO, R. A., BONACIC, C., LAKER, J., & HENLE, K. (2017). Habitat use and sensitivity to fragmentation in America's smallest wildcat. *Mammalian Biology*, 86, 1-8.

SILVA-RODRÍGUEZ, E. A., GÁLVEZ, N., SWAN, G. J., CUSACK, J. J., & MOREIRA-ARCE, D. (2021). Urban wildlife in times of COVID-19: What can we infer from novel carnivore records in urban areas?. *Science of The Total Environment*, 765, 142713.

SIMONETTI, J. A., & ESTADES, C. F. (2015). Efectos de la tala rasa sobre la biodiversidad. Tamaño de tala rasa en plantaciones forestales: efectos y regulación. *Editorial Universitaria, Santiago*, 85-104.

SIMONETTI, J. A., GREZ, A. A., & ESTADES, C. F. (2013). Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27(5), 1117-1121.

TAKI, H., INOUE, T., TANAKA, H., MAKIHARA, H., SUEYOSHI, M., ISONO, M., & OKABE, K. (2010). Responses of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insect assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 607-613.

TOMASEVIC, J. A., & ESTADES, C. F. (2008). Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 810-816.

TRAINOR, A. M., WALTERS, J. R., MORRIS, W. F., SEXTON, J., & MOODY, A. (2013). Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: a case study with red-cockaded woodpeckers. *Landscape ecology*, 28(4), 755-767.

UHMANN, T. V., KENKEL, N. C., & BAYDACK, R. K. (2001). Development of a habitat suitability index model for burrowing owls in the eastern Canadian prairies. *Journal of Raptor Research*, 35(4), 378-384.

UN (UNITED NATIONS), 2010. United Nations Convention on Biological Diversity, Strategic Plan for Biodiversity 2011e2020, Including Aichi Biodiversity Targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

WRIGHT, P. G. R., BELLAMY, C., HAMILTON, P. B., SCHOFIELD, H., FINCH, D., & MATHEWS, F. (2021). Characterising the relationship between suitable habitat and gene flow for *Myotis bechsteinii* and *Eptesicus serotinus* in Britain. *Landscape Ecology*, 36(12), 3419-3428.

ALONSO, A. M., FINEGAN, B., BRENES, C., GÜNTER, S., & PALOMEQUE, X. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia*, 39(1), 140-156.

BARIK, S., SAHA, G. K., & MAZUMDAR, S. (2021). Potentially suitable habitat, connectivity and priority conservation areas for White-breasted waterhen (*Amaurornis phoenicurus*) and Bronze-winged jacana (*Metopidius indicus*). *Wetlands*, 41(3), 1-15.

MOREIRA-ARCE, D., VERGARA, P. M., BOUTIN, S., SIMONETTI, J. A., BRICEÑO, C., & ACOSTA-JAMETT, G. (2015). Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation*, 192, 258-267

MOREIRA-ARCE, D., VERGARA, P. M., BOUTIN, S., CARRASCO, G., BRIONES, R., SOTO, G. E., & JIMENEZ, J. E. (2016). Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *Forest Ecology and Management*, 369, 135-143.

ZÚÑIGA, A., MUÑOZ-PEDREROS, A., & FIERRO, A. (2009). Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana (Concepción)*, 73(2), 200-210.

ZÚÑIGA A Y FUENZALIDA V (2016). Dieta del zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus* Molina 1782) en un área protegida del sur de Chile. *Mastozoología Neotropical* 23 (1): 201-205.

APENDICE

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
MAGÍSTER EN AREAS SILVESTRES Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

Formulario de Idoneidad de Hábitat para la Güiña (*Leopardus guigna*) y Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) por medio de Opinión de Expertos.

PROYECTO DE TESIS: Análisis de la conectividad funcional del paisaje forestal del centro-sur de Chile para la Güiña (*Leopardus guigna*) y Zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*) con fines de conservación.

DESCRIPCIÓN: Por medio de este formulario, se busca, en base a su opinión experta, obtener un valor numérico de la idoneidad de hábitat para la Güiña y Zorro Culpeo de las diferentes categorías de cobertura de suelo encontrados en los paisajes estudiados en el proyecto Fondecyt 1191645, ubicado en la costa de la región del Maule, en los alrededores de Constitución. Esto con el propósito de usar esta variable en el modelado geoestadístico de la tasa de visita de las especies estudiadas.

Para ello, le solicitamos haga una calificación de la cobertura de suelo como hábitat para ambas especies. Puede tomarse como referencia la siguiente clave:

100 = mejor hábitat, mayor supervivencia y éxito reproductivo

80 = puntaje más bajo típicamente asociado con una reproducción exitosa

60 = puntuación más baja asociada con el uso y la reproducción consistentes

30 = valor más bajo asociado con el uso ocasional para actividades no reproductivas

Todos los valores inferiores a 30 = evitados

0 = no hábitat

COBERTURA DE SUELO	GÜIÑA	Z. CULPEO
1 PLANTACIÓN DE PINO		
2 COSECHA		
3 BOSQUE NATIVO		
4 MATORRAL		
5 AGUA		
6 URBANO		
7 ARENA		
8 AGRÍCOLA		
9 BOSQUE NATIVO QUEMADO		
10 REGENARACION DE PINO		
11 PLANTACIÓN DE EUCALIPTUS		

A continuación, se añaden breves definiciones de las diferentes categorías de cobertura de suelo presentadas:

1. PLANTACION DE PINO. Áreas de plantación de pino adulto, principalmente *Pinus radiata*.
2. COSECHA. Áreas de cosecha de plantaciones forestales por medio de tala rasa, en el cual, el suelo queda totalmente desprovisto de vegetación.
3. BOSQUE NATIVO. Formación vegetal cerrada compuesta por especies nativas, dominada por el estrato arbóreo, y encontrándose hasta 400 árboles/Ha. Presenta especies como Hualo (*N. glauca*), Roble (*Nothofagus obliqua*), y especies esclerófilas que incluyen Quillay (*Quillaja saponaria*), Peumo (*Cryptocaria alba*), Maitén (*Maytenus boaria*), entre otros.
4. MATORRAL. Tipo de vegetación abierta o semiabierto constituida principalmente por especies de características arbustivas como Espino (*Acacia caven*), Quillay (*Quillaja saponaria*), Litre (*Lithraea caustica*), Boldo (*Peumus boldus*) y Peumo (*Cryptocarya alba*). Posee una diferente composición de especies respecto al bosque nativo y una menor densidad (40-80 arbustos/Ha) pudiendo encontrarse áreas de suelo abierto.
5. AGUA. Cuerpos de agua: mar y desembocadura de ríos.
6. URBANO. Áreas de viviendas y ciudades.
7. ARENA. Áreas de playa.
8. AGRICOLA. Cultivos agrícolas no forestales, por ejemplo, cereales.
9. BOSQUE NATIVO QUEMADO. Vegetación nativa que presenta algún grado de afectación por incendio.
10. REGENERACION DE PINO. Áreas de crecimiento de pino a partir de semillas acumuladas en el suelo y procedentes de los conos que caen de las plantaciones, el cual, produce una germinación de plántulas a altas densidades de más de 100 000 plántulas/Ha. Estos sitios se generaron a partir de incendios forestales donde se quemó el área y se produjo una posterior invasión de pino.
11. PLANTACION DE EUCALIPTUS. Áreas de plantación de *Eucaliptus spp* adulto.

Se agradecería su envío antes de 9 de noviembre. Su participación será reconocida en los Agradecimientos de mi tesis de Magister.

Atentamente
Marlon Sánchez
Biólogo