



UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Arquitectura y Urbanismo
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

ANÁLISIS DE LAS DINÁMICAS ESPACIO TEMPORALES DEL
PAISAJE Y SUS EFECTOS EN LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN
ALGARROBO

“Memoria para optar al título de Geógrafo”

HÉCTOR IGNACIO YÁÑEZ GARRIDO

Profesor Guía: Dr. Alexis Emir Vásquez Fuentes

Santiago, Chile
2018

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mi familia por siempre confiar en mí, por darme ánimos cuando lo necesitaba y por todo el apoyo incondicional durante todos estos años.

Agradezco a mi profesor guía Alexis Vásquez por toda la ayuda brindada, sus enseñanzas, estar siempre presente durante todo el proceso de la memoria.

Muchas gracias a mis amigos Andrea, Florencia, Ignacio, Imara y Ricardo por todos los buenos momentos, risas y compañía. A todos mis compañeros y amigos de la Facultad. A mis amigos del colegio Martín, Iñaki, Javiera, Jo, Sofía por sus consejos, alegrías y estar siempre presentes. Gracias a Amaira por acompañarme y apoyarme.

Cabe también agradecer a todo el equipo de trabajo del proyecto y a los integrantes del Laboratorio de Medioambiente y Territorio quienes estuvieron presentes durante todo el proceso. Gracias a Amaira, Bertha, Daniela, Ignacio, Victoria, Paulina, Camila S, Camila V, Pablo, Dustyn, Felipe, Nico, Gaby, Eli, Sofía, Carolina y Diego por la ayuda, la compañía y el buen ánimo de todos.

Finalmente, agradecer al proyecto “Sistemas de Infraestructura Verde y planificación de ciudades sustentables” por permitirme ser parte de esta investigación.

Resumen

El aumento de población global ha incentivado un proceso de cambio de coberturas y usos de suelo, que han afectado a todos los ecosistemas del planeta. Modificando la dimensión estructural y funcional de los paisajes. El cambio de cobertura de suelo que genera mayores impactos para el medioambiente es la urbanización, debido a que simplifica la diversidad de especies, degrada los ecosistemas y aísla los hábitats. Dichos procesos son reconocidos como las principales amenazas para los mamíferos a nivel global. Producto de lo anterior es que resulta fundamental estudiar las dinámicas de conectividad ecológica en áreas urbanas y periurbanas, ya que, hoy en día el porcentaje de población urbana ha superado al de población rural, afectando cada vez a más ecosistemas. Entendiendo conectividad ecológica como el grado en que el paisaje facilita o dificulta el movimiento entre parches para los organismos y otros flujos ecológicos. Siendo reconocido como un componente vital para la conservación de espacios naturales en ambientes fragmentados o degradados. Razón por la cual este estudio analiza los efectos espacio temporales de los cambios del paisaje en la conectividad funcional en Algarrobo para la Guiña y el Zorro culpeo. El análisis anterior se realizó utilizando el método no empírico de ruta menor costo (LCP).

Para el desarrollo de este estudio se obtuvieron las coberturas de uso de suelo de los años 1980, 1995, 2006 y 2016 a través de fointerpretación de imágenes satelitales Sentinel 2a e imágenes del SAF. Respecto a su evolución se identificó que los tejidos urbanos continuos y discontinuos fueron los que presentaron la mayor alza, aumentando su ocupación de superficie de un 10% en el año 1980 a ocupar el 40% del total del área de estudio en el año 2016. Lo que afecto de manera negativa a la conectividad ecológica de las especies estudiadas. Si bien las coberturas naturales disminuyeron su superficie en el área de estudio en desmedro con las coberturas artificiales, las quebradas mantuvieron su superficie a través del tiempo, incluso dentro de la matriz urbana. Respecto a los efectos de los cambios de cobertura de suelo en la conectividad ecológica de la Guiña, destaca que la longitud media de sus conexiones funcionales potenciales (CFP) no varió, mientras que el número de CFP disminuyó en los 36 años del estudio. En los años 1980 y 1995 más de un 80% de la longitud de las rutas cruzó sobre coberturas de bajo costo. En el año 2006, un 40% de las CFP cruzó sobre coberturas de bajo costo. Mientras que, en el año 2016 solo un 25% cruzó sobre coberturas de bajo costo. Lo que significa que la probabilidad de que la especie utilice dichas rutas disminuye considerablemente. En el caso del Zorro culpeo la longitud media de sus CFP aumentó, mientras que su número de dichas conexiones disminuyó, entre el año 1980 al 2016. El porcentaje de las CFP cruzó predominantemente durante los años del estudio sobre coberturas de bajo costo, lo que significa que existe una mayor probabilidad de que la especie utilice las CFP.

Palabras claves: Cambio de coberturas de suelo, Conectividad ecológica, *Leopardus guigna* y *Pseudalopex culpaeus*.

Abstract

The increase in the global population has stimulated a process of change of land cover and land use, which has affected all the ecosystems of the planet. Modifying the structural and functional dimension of landscapes. The change of land cover that generates the greatest impacts for the environment is the urbanization. Because it simplifies the diversity of species, degrades ecosystems and isolates habitats. These processes are recognized as the main threats to mammals globally. Is essential to study the dynamics of ecological connectivity in urban and peri-urban areas, since, today, the percentage of urban population has exceeded that of rural population. Understanding ecological connectivity as the degree to which the landscape facilitates or hinders movement between patches for organisms and other ecological flows. Being recognized as a vital component for the conservation of natural spaces in fragmented or degraded environments. Reason for which this study analyzes the temporal space effects of the landscape changes in the functional connectivity in Algarrobo for the Guiña and the Culpeo Fox. The previous analysis was carried out using the non-empirical method of least cost route (LCP).

For the development of this study, the land use coverage of the years 1980, 1995, 2006 and 2016 was obtained through photointerpretation of Sentinel 2a satellite images and images of the SAF. Regarding its evolution, it was identified that continuous and discontinuous urban fabrics presented the highest increase, increasing its surface occupation of 10% of the entire landscape in 1980 to 40% in 2016. What affected in a negative way to the ecological connectivity of the species studied. Although natural coverage decreased its surface area in the study area to the detriment of artificial coverage, the ravines maintained their surface over time, even within the urban matrix. Regarding the effects of changes in soil cover in the ecological connectivity of the Guiña, it is noteworthy that the average length of their potential functional connections (CFP) did not vary, while the number of CFP decreased in the 36 years of the study. In the years 1980 and 1995 more than 80% of the length of the routes crossed over low cost coverages. In 2006, 40% of CFPs crossed over low-cost coverages. Whereas, in the year 2016 only 25% crossed over low cost coverages. Which means that the probability that the species uses these routes decreases considerably. In the case of Culpeo Fox, the average length of their CFPs increased, while their number of such connections decreased, in the 36 years of the study. The percentage of CFPs predominantly crossed over all years on low-cost coverages, which means that there is a greater probability that the species uses CFPs.

Keywords: Land change cover, ecological connectivity, *Leopardus guigna* and *Pseudalopex culpaeus*.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CAPITULO I: PRESENTACIÓN	9
1.1 Introducción y planteamiento del problema	9
1.2 Objetivos.....	12
1.2.1 Objetivo General.....	12
1.2.2 Objetivos Específicos	12
CAPITULO II: ESTADO DEL ASUNTO	13
2.1 Estudio del paisaje	13
2.2 Cambio de uso y cobertura de suelo	15
2.3 Pérdida de hábitat	17
2.3.1 Fragmentación de hábitat.....	18
2.4 Conectividad del paisaje	21
2.4.1 Ruta menor costo	22
2.4.2 Teoría de grafos	23
2.5 Especies de estudio	24
2.5.1 <i>Leopardus guigna</i>	25
2.5.2 <i>Pseudalopex culpaeus</i>	27
2.5.3 Distancia de dispersión.....	27
CAPITULO III: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	29
3.1 Área de estudio	29
3.2 Transformaciones de paisaje	32
3.2.1 Obtención y preparación de las imágenes.	32
3.2.2 Tipología de coberturas de suelo	33
3.2.3 Cambio coberturas de suelo.....	35
3.2.4 Análisis de los cambios de la estructura del paisaje	36
3.3 Modelación de la conectividad ecológica.....	37
3.3.1 Definición de parches de nodos.....	39
3.3.2 Distancia dispersión de las especies	39
3.3.3. Superficie de costo.....	40

3.3.4 Identificación de las conexiones funcionales potenciales	42
CAPITULO IV: RESULTADOS	44
4.1 Cambios de coberturas de suelo.	44
4.1.2 Cambios de coberturas artificiales.....	52
4.1.3 Cambios de coberturas naturales	54
4.2 Conectividad.....	58
4.2.1 Impacto de los cambios de cobertura de suelo sobre la conectividad	58
4.2.2 Evolución de matriz de costos para la Guiña	59
4.2.3 Evolución de la matriz de costos para el Zorro culpeo.....	61
4.2.4Análisis de los nodos	64
4.2.5 Evolución de los nodos para la Guiña.	68
4.2.6 Evolución de los nodos para el Zorro culpeo	69
4.2.7 Análisis de las conexiones funcionales potenciales	70
4.2.8 Evolución de las CFP de la Guiña	71
4.2.9 Evolución de las CFP del Zorro culpeo.....	76
4.2.10 Nodos y CFP más relevantes para el sistema de conectividad de paisaje para la Guiña.	80
4.2.11 Nodos y CFP más relevantes para el sistema de conectividad de paisaje para el Zorro culpeo.	83
CAPITULO V: SINTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIONES	87
CAPITULO VI: CONCLUSIÓN	92
BIBLIOGRAFÍA	94
ANEXOS	105
Anexo N°01: Expertos entrevistados.	105
Anexo N°02: Aumento global de coberturas artificiales.	106
Anexo N°03: Aumento global coberturas naturales.	107
Anexo N°04: Coberturas con proceso de fragmentación.....	108
Anexo N°05: Disminución global de coberturas.	109
Anexo N°06: Coberturas sin cambios.....	110

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°01: Proceso de fragmentación de hábitat.....	18
Figura N°02: Representación gráfica de un grafo.	24
Figura N°03: Fotografía de Guiña atropellada en las cercanías de Algarrobo.....	26
Figura N°04: Área de estudio	31
Figura N°05: Unión espacial	35
Figura N°06: Preguntas importantes, análisis y definiciones de la modelación de conectividad funcional.....	38
Figura N°07: Superficies de suelo sometidas a cambios periodo 1980-2016	44
Figura N°08: Cambios en las coberturas de suelo por periodos.....	46
Figura N°09: Evolución de las coberturas de suelo periodo 1980-2016.....	49
Figura N°10: Número de parches a nivel paisaje (NP)	50
Figura N°11: Número de parches por clase de cobertura de suelo.....	51
Figura N°12: Evolución de la superficie de coberturas de suelo artificiales.	53
Figura N°13: Evolución de la superficie de coberturas de suelo naturales	55
Figura N°14: Evolución de la matriz de costos para la Guiña	59
Figura N°15: Costos para la Guiña	60
Figura N°16: Evolución de la matriz de costo para el Zorro culpeo	62
Figura N°17: Costos para el Zorro culpeo	63
Figura N°18: Evolución de los nodos de la Guiña	64
Figura N°19: Evolución de los nodos del Zorro culpeo	65
Figura N°20: Nodos de la Guiña.....	66
Figura N°21: Nodos del Zorro culpeo.....	67
Figura N°22: Gráfico de longitud y número de CFP para la Guiña	71
Figura N°23: Evolución de las CFP en relación con los costos de coberturas de suelo que cruzan de la Guiña	74
Figura N°24: Evolución de las CFP de la Guiña.....	75
Figura N°25: Gráfico de longitud y número de CFP para el Zorro culpeo	77
Figura N°26: Evolución de las CFP en relación con los costos de coberturas de suelo que cruzan del Zorro culpeo	79
Figura N°27: Evolución de las CFP para el Zorro Culpeo.....	80
Figura N°28: Nodos más relevantes para el sistema de conectividad de la Guiña	82
Figura N°29: Nodos más relevantes para el sistema de conectividad del Zorro culpeo.....	85

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°01: Fuente de las imágenes utilizadas	33
Tabla N°02: Tipología de coberturas de suelo.....	34
Tabla N°03: Ámbito de hogar y distancia de dispersión	39
Tabla N°04: Matriz entregada para entrevistas.	40
Tabla N°05: Clasificación NDVI.....	42
Tabla N°06: Coberturas de suelo y el porcentaje de paisaje que cubren (PLAND%)	47
Tabla N°07: Valores de costo por cobertura de suelo para cada especie	58
Tabla N°08: Tamaño medio de los nodos en hectáreas.....	65
Tabla N°09: Principales coberturas de suelo que se transformaron a quebradas.....	68
Tabla N°10: Principales coberturas de suelo que se transformaron a matorral arborescente	69
Tabla N°11: Principales coberturas de suelos que se transformaron desde matorral	69
Tabla N°12: Principales coberturas de suelo que se transformaron desde matorral pradera	70
Tabla N°13: Coberturas de suelo predominantes cruzadas por los CFP en cada año de la Guiña	73
Tabla N°14: Coberturas de suelo predominantes cruzadas por los CFP en cada año del Zorro culpeo	78
Tabla N°15: Nodos más relevantes para la conectividad del paisaje de la Guiña.....	81
Tabla N°16: CFP más relevantes para la conectividad del paisaje de la Guiña.....	83
Tabla N°17: Nodos más relevantes para la conectividad del paisaje del Zorro culpeo	84
Tabla N°18: CFP más relevantes para la conectividad del paisaje del Zorro culpeo	86

CAPITULO I: PRESENTACIÓN

1.1 Introducción y planteamiento del problema

En las últimas décadas la población humana ha aumentado notoriamente, elevando la demanda por recursos naturales e intensificando los mecanismos de apropiación de estos. Dicho fenómeno ha generado diversos efectos, dentro de los que destacan los cambios en el paisaje (Vitousek et al., 1997; Mas et al., 2009) incentivados por procesos económicos-sociales que se manifiestan como cambios en las coberturas y usos de suelo (Lambin, 1997). El impacto de estos cambios es tal que se estima que se ha perdido el 50% de la cobertura forestal global y que un 30% de los ecosistemas del mundo se encuentran alterados de manera irreversible (Millennium Assessment, 2005). Estos cambios en la superficie terrestre y en los ecosistemas, se hayan estrechamente relacionados con la sostenibilidad del desarrollo socioeconómico, ya que este modifica los suelos, la vegetación, el clima, los recursos hídricos y la biodiversidad (Mather y Sdasyuk, 1991). Cabe destacar que todos los ecosistemas de la Tierra están influenciados en mayor o menor medida por la presencia humana (Vitousek et al., 1997).

Los cambios de cobertura de suelo han sido identificados como un factor determinante en las transformaciones de la estructura y funcionalidad del paisaje (Parcerisas et al., 2012), los que han degradado la capacidad que tienen los ecosistemas como soporte de biodiversidad (Potschin y Haines-Young, 2006). América no ha sido la excepción, ya que investigaciones recientes dan cuenta de las dramáticas transformaciones que han sufrido los paisajes en dicho continente. Algunos ejemplos de estas transformaciones son las investigaciones de Bocco et al., (2001), quienes estudian los cambios en el paisaje en el estado mexicano de Michoacán, donde el 20% de las superficies con bosque nativo y selvas se vieron degradados en un período de 18 años (Bocco et al., 2001). Mientras que, en el escenario nacional, en las regiones del Biobío y de La Araucanía 130.000 ha de bosque nativo fueron transformadas a plantaciones forestales en el período 1979-2000 (Aguayo et al., 2009). Cabe mencionar que lo anterior solo son algunos ejemplos de transformaciones específicas en ciertos territorios.

La urbanización es el proceso de cambio de cobertura de suelo que genera mayores impactos en el medioambiente. Este proceso es producto del aumento de la población urbana y el aumento de la demanda por viviendas, infraestructura y servicios, los cuales muchas veces se localizan en el espacio de manera relativamente dispersa, y por lo tanto ocupan una mayor superficie. Este proceso altera de manera significativa, y en muchos casos irreversible, el correcto funcionamiento de los ecosistemas (López et al., 2001), debido a que simplifica al extremo la diversidad de especies y ecosistemas, lo que produce nuevos espacios ecológicos heterogéneos que carecen de riqueza biológica (Romero et al., 2004). Producto

de lo anterior es que resulta fundamental estudiar las dinámicas ecológicas en áreas urbanas y periurbanas, debido a que hoy en día el porcentaje de población urbana ha superado al de población rural, tendencia que continua en alza. Se estima que en menos de 15 años un 60,2% de la población mundial habitará en ciudades (Naciones Unidas, 2012).

Las transformaciones en el paisaje han provocado pérdidas de hábitats, fenómeno que en los últimos años ha sido reconocido como la mayor amenaza para los mamíferos a nivel mundial (Schipper et al., 2008). Según la evaluación de la Lista Roja de la Unión de Conservación de la Naturaleza (UICN), un 40% de las especies se encuentran amenazadas producto de la pérdida y degradación de hábitats (ibíd.), lo que coincide con la evidencia que apunta a la pérdida de hábitat como la causa principal de la disminución de biodiversidad en el planeta (Koh y Wilcove et al., 1998). Además, esta pérdida de hábitat suele relacionarse con procesos de fragmentación y aislamiento de hábitats (Fahrig, 2003). Si bien, en general las especies se ven afectadas por las transformaciones del paisaje, la manera y magnitud con que estas transformaciones las afectan va a depender de diversos factores tales como los requerimientos de hábitat de cada especie (Virgos et al., 2012) y de la forma en que cada especie usa cada tipo de cobertura de suelo (Murray et al., 1995).

Los cambios en las coberturas de suelo modifican la estructura del paisaje, lo que se expresa en un cambio tanto en su estructura espacial (tamaño, forma, disposición, etc.) como funcional, afectando los hábitats, procesos ecológicos y patrones de biodiversidad (Turner, 1990). Asimismo, estos cambios de cobertura de suelo afectan la conectividad del paisaje debido a que esta depende directamente de la estructura del paisaje (Tischendorf y Fahrig, 2000). La conectividad del paisaje se entiende como el grado en que este facilita o dificulta el movimiento entre parches para los organismos y otros flujos ecológicos (Taylor et al., 1993), y es un componente vital para la conservación de espacios naturales. La restauración y conservación de corredores es una estrategia común para mitigar los impactos negativos generados por cambios de cobertura de suelo (Crooks et al., 2011), ayudando de manera efectiva a mejorar la conectividad y los flujos ecológicos y de individuos a través de espacios fragmentados y/o degradados (Haddad, 2000).

Según Inostroza et al., (2013), analizar los cambios en el paisaje desde la aproximación de conectividad tiene gran relevancia en entornos urbanos latinoamericanos, especialmente cuando se trata de asentamientos urbanos de tamaño medio, debido a que las investigaciones se han centrado principalmente en ciudades con población mayor a un millón de habitantes.

Por lo tanto, y con la mira en la planificación territorial, el estudio de la conectividad funcional permite conocer la conectividad global del paisaje incluidos los posibles flujos entre los fragmentos más valiosos en términos ecológicos, lo que posibilita mejorar la planificación y gestión de los espacios naturales dentro y cercanos a las áreas urbanas (Rojas, 2016).

En la presente memoria de título se realizó un análisis de la evolución de la conectividad funcional para dos especies (Guiña y Zorro culpeo) con requerimientos de hábitat diferentes, en un periodo de tiempo de 36 años. La investigación se realizó en la ciudad de Algarrobo debido a que es un conocido centro turístico que en los meses estivales presenta una elevada población flotante y, además, en los últimos años ha presentado un expansivo desarrollo inmobiliario, en desmedro de las áreas de alto valor ecológico como quebradas, humedales y bosques que se han visto degradadas con el aumento de la urbanización.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Analizar los efectos espacio temporales del cambio del paisaje en la conectividad funcional en Algarrobo para la Guiña y el Zorro culpeo.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Analizar las transformaciones del paisaje en el periodo 1980-2016.
- Analizar los cambios en la conectividad funcional en el periodo 1980-2016.

CAPITULO II: ESTADO DEL ASUNTO

2.1 Estudio del paisaje

Para el estudio del paisaje se utilizaron los conocimientos y técnicas de la ecología del paisaje, debido a que dicha disciplina es la más útil y completa para este tipo de investigaciones, ya que estudia las relaciones entre patrones espaciales y procesos ecológicos (Turner et al., 2001). La ecología del paisaje define que los paisajes están representados por mosaicos de diferentes elementos conocidos como parches. Esta heterogeneidad es medible y puede ser cuantificada por un conjunto de medidas cuantitativas conocidas como métricas de paisaje (Lang et al., 2008). Estos indicadores de la estructura del paisaje lo describen en términos de tamaño, forma, proximidad y conectividad, entre otros, todo expresado en términos numéricos (Lang y Klug, 2006).

El origen de la ecología del paisaje se remonta al año 1939, cuando el geógrafo alemán C. Troll acuñó dicho concepto para referirse al estudio de la relación causa-efecto que existe entre los organismos y su contexto ambiental en un paisaje determinado (Subirós et al., 2006). C. Troll (1950), comenzó con la premisa de que el paisaje tiene un carácter holístico, es decir, no está compuesto solo por la suma de componentes biofísicos y antrópicos, sino que posee un funcionamiento más complejo donde todas sus partes cumplen un rol y, en consecuencia, debe estudiarse como un sistema. Para esto el autor propone complementar los conocimientos de los enfoques geográficos y ecológicos.

Desde los años 50' comienza a consolidarse la ecología del paisaje como una escuela de pensamiento ecológico, teniendo como su centro de pensamiento a Europa. En el año 1980, se produce un desplazamiento del núcleo de pensamiento de dicha disciplina desde Europa a Estados Unidos (Subirós et al., 2006). Desde 1980 a la actualidad la ecología del paisaje ha sido dominada por dos escuelas de pensamiento: la Europea y la de Estados Unidos. La gran diferencia entre estos enfoques radica en que la perspectiva europea se caracteriza por ser más holística, humanista y con mira en la sociedad, con un foco en las personas como usuarias y generadoras de soluciones. Por otro lado, el enfoque estadounidense se inclina por una visión con características analíticas centrada en la mirada ecológica y biológica, con un enfoque orientado hacia las ciencias básicas y estudios basados en hipótesis. Sin embargo, estos enfoques no son contradictorios, más bien son complementarios (Wu, 2013).

El concepto de paisaje tiene diferentes interpretaciones, incluso dentro de la ecología del paisaje, que dependen de la escala espacial y del contenido del paisaje. La escala espacial comúnmente utilizada por la ecología del paisaje es la escala humana (Wu, 2013), la que

corresponde a las unidades geográficas, como cuencas hidrográficas, regiones urbanas (Forman, 1995) y límites espaciales definidos por los humanos (Gobster et al., 2007).

Desde Troll (1939) en adelante diferentes autores han aportado en la definición de ecología del paisaje. En la presente memoria se trabajó principalmente con el enfoque de la escuela estadounidense, donde destacan las siguientes definiciones:

- Troll (1971), define este término como el estudio de las relaciones entre las comunidades de organismos vivos y su ambiente en una porción delimitada de paisaje (mosaicos de paisaje, patrones de paisaje).
- Forman y Gordon (1986), conocidos como unos de los autores modernos más relevantes en la materia, definen la ecología del paisaje como el estudio de la estructura, función y desarrollo de los paisajes; donde la estructura de paisaje es definida como las relaciones espaciales a través de diferentes ecosistemas, mientras que las funciones de paisaje se refieren al flujo de energía, material y especies entre los componentes de los ecosistemas. Y, por último, el desarrollo de los paisajes es entendido como la alteración en la estructura y función del mosaico ecológico a lo largo del tiempo.
- En 2001 Turner et al. plantea que esta disciplina estudia los efectos ecológicos de los patrones espaciales de los ecosistemas, las causas y consecuencias de la heterogeneidad a través de un rango de escalas. El autor presenta dos grandes diferencias que distinguen a la ecología del paisaje de otras disciplinas ecológicas. En primer lugar, la ecología del paisaje se enfoca en la importancia de la configuración espacial en los procesos ecológicos. En segundo lugar, la escala de trabajo de la ecología del paisaje es más extensa que la comúnmente utilizada por otros estudios ecológicos.
- Wu y Hobbs (2007) definen ecología del paisaje como una ciencia y arte de estudiar la relación entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, a través de niveles jerárquicos de organización biológica y diferentes escalas espaciales y temporales.

Por lo tanto, se comprende que la ecología del paisaje es un campo de estudio interdisciplinario caracterizado por ser explícitamente espacial. Se coloca en evidencia que estudiar patrones espaciales sin relacionarlos con procesos ecológicos generará análisis superficiales, y de la misma manera, investigar procesos ecológicos sin considerar sus patrones espaciales es incompleto (Wu, 2013).

Considerando la situación actual, donde se ve un aumento constante de la dominación humana de la superficie terrestre, la ecología del paisaje se presenta como una alternativa para comprender las complejidades de los paisajes y las complejas interacciones entre la vida moderna y la naturaleza (Naveh, 2007). Debido a que esta disciplina utiliza métodos y conceptos relacionados tanto con la dimensión espacial, que es centro analítico de la geografía, como con la dimensión funcional más propia de la ecología, es que esta disciplina contribuye en la evaluación de los efectos del crecimiento urbano sobre los espacios naturales. Por lo tanto, la ecología del paisaje aplicada a paisajes urbanos y periurbanos aporta un nuevo enfoque para el diseño e implementación de ciudades más sustentables, mediante la incorporación del uso de la planificación y evaluación ecológica de planes y proyectos de desarrollo urbano, orientados a la comprensión en y de la ciudad (Romero y Vásquez, 2009).

Lo anterior se debe a que su centro se encuentra en las transformaciones sufridas en los espacios naturales y sus componentes socioeconómicos como efecto de la expansión urbana y el funcionamiento mismo de la ciudad. Por ende, se utilizan como unidad de análisis mosaicos territoriales constituidos por parches y corredores. Los que representan polígonos formados por distintas coberturas de suelo ubicados en torno y al interior de las ciudades. Por lo tanto, la ecología del paisaje se presenta como un enfoque de estudio adecuado, ya que logra relacionar el mosaico paisajístico, las particularidades del medio natural y la sociedad.

2.2 Cambio de uso y cobertura de suelo

Hace más de dos décadas se han desarrollado una gran cantidad de estudios relacionados con los cambios de uso y cobertura de suelo y su evolución en el tiempo (Gómez, 1998; Bocco et al., 2001; Aguayo et al., 2009; Hassan et al., 2016; Lei y Zhu, 2017). El aumento de estos estudios está relacionado con el mayor desarrollo tecnológico de los sensores remotos y una masificación del manejo de los Sistemas de Información Geográfica (Sandoval, 2009). La vigencia actual de estas investigaciones se justifica debido a que hoy en día los cambios de uso y cobertura de suelos (CCUS) son uno de los principales transformadores ambientales y de paisaje a nivel global (Agaton et al., 2016), incentivados primordialmente por el acelerado crecimiento de población humana (Sala et al., 2000).

Lo anterior ha traído como consecuencias una disminución y pérdida de biodiversidad, modificación y transformación de hábitats, y una generalizada degradación de ambientes naturales (Foley et al., 2005). De esta manera, se infiere que estas dinámicas en el paisaje son dependientes de la relación entre el medio natural y la sociedad, la que produce patrones diferenciales que varían tanto en el espacio como en el tiempo (Burel y Baudry, 2002).

Cabe destacar que existen diferencias en las definiciones de cobertura de suelo y usos de suelo. Por un lado, los cambios en la cobertura de suelo son definidos como la transformación física o biótica de una superficie terrestre (Guida y Zuleta, 2013), por ejemplo, cambios de vegetación a terrenos contruidos. Estos cambios son posibles de percibir usando fotos aéreas o imágenes satelitales. Por otro lado, cambio de uso de suelo se refiere a la modificación en la manera en que las personas utilizan territorio, es decir, a la actividad que realizan en una cobertura de suelo. Un ejemplo puede ser el paso de un terreno de uso forestal a uno de conservación. Para detectar el uso de suelo se requiere información detallada de terreno, patentes municipales, servicio de impuestos internos u otra referida a la actividad concreta que se realiza en una zona (Guida y Zuleta, 2013). Los cambios de cobertura y de uso pueden ocurrir de manera separada o simultanea (Vitousek, 1994; Jansen y Di Gregorio, 2002).

Debido a lo mencionado anteriormente, este trabajo se refiere únicamente a los cambios de cobertura de suelo. Esto se debe a que, como menciona Seto et al. (2002), y se explicó anteriormente, cartografiar o fotointerpretar los usos de suelo requiere información adicional, la cual no es registrada por los sensores remotos (Aldana y Bosque-Sendra, 2008).

La transformación de ecosistemas naturales a coberturas agrícolas, urbanas o forestales produce pérdida, fragmentación y/o degradación de los hábitats disponibles para la mayoría de las especies, y por lo tanto constituyen la mayor amenaza para la biodiversidad a nivel mundial (Sala et al., 2000). Debido a lo anterior, es que Díaz et al. (2006) reconoce que se vuelve necesario implementar medidas para conservar la biodiversidad y reducir los agentes que la amenazan. Se argumenta que la fragmentación y degradación de espacios naturales compromete los bienes y servicios que la naturaleza le otorga a las personas, y que son fundamentales para garantizar un buen vivir.

El interés de estudiar los cambios de cobertura de suelo ha promovido la creación de proyectos internacionales, los que tienen como principal objetivo identificar, registrar y sistematizar los cambios de cobertura de suelo generados en un territorio. Destaca el programa de Coordinación de Información del Ambiente (CORINE, por sus siglas en ingles), el cual fue iniciado en el año 1985 por la Unión Europea y que tiene como fin recopilar, coordinar y homogenizar información sobre el estado del medio ambiente dentro de la Comunidad Europea. En el contexto de este programa se crea CORINE Land Cover (CLC), con el objetivo de generar una base de datos sobre las coberturas de suelo en Europa, de manera que aumenten las capacidades de análisis territorial y con ello mejore la gestión de las políticas de planificación europeas.

Las principales características de CLC son:

- Poseer tres escalas de trabajo: (1) 1:1.000.000 para las tendencias de cobertura de suelo a largo plazo; (2) 1:100.000 para la gestión nacional del medioambiente, siendo útil para detectar áreas con mayores problemas; (3) 1:30.000 con el fin de monitorear el uso regional y mejorar el manejo de áreas sensibles.
- Fue realizado mediante el uso de fotointerpretación con una imagen referencial Landsat TM en el año 1990, Landsat 7 en el año 2000 e imágenes SPOT4 para el año 2006.
- Posee una clasificación jerárquica de tres niveles con 44 categorías de cobertura de suelo.

El diseño de la nomenclatura relaciona cuatro elementos: (1) escala, (2) la unidad mínima cartografiable, (3) la naturaleza de la información básica, (4) la estructura de la nomenclatura y el número de ítems que contiene. Esta nomenclatura consta de tres niveles ordenados de manera jerárquica: El primer nivel contiene cinco ítems e indica las categorías más generales de coberturas de suelo; el segundo nivel, está constituido por 15 ítems; Y finalmente, el tercer nivel, el que posee un mayor nivel de detalle y está compuesto por 44 ítems (CORINE, 2006). El presente trabajo se ha basado en gran medida en este programa, los detalles metodológicos están detallados en la Sección III.

2.3 Pérdida de hábitat

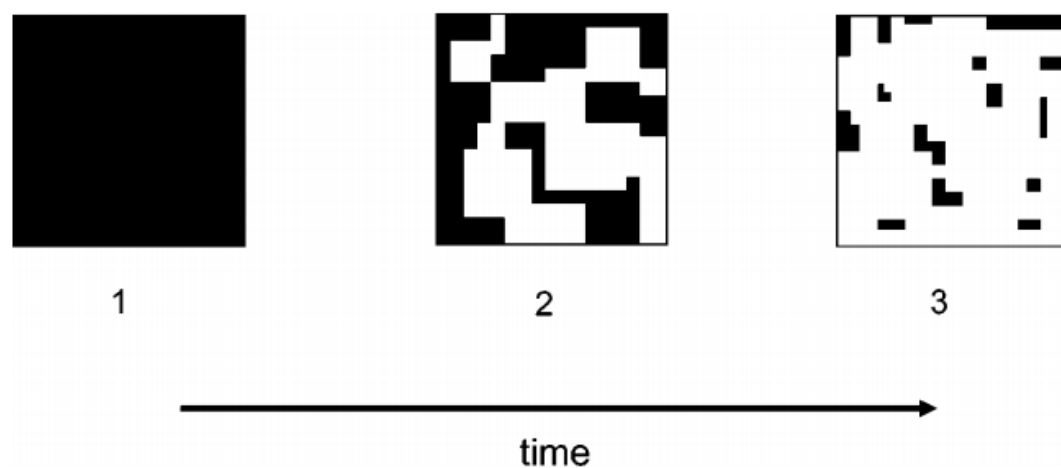
En su concepción más amplia el hábitat es definido como “un segmento cualquiera de la biosfera con unas características particulares, es decir, la suma de ambiente y biocenosis” (Vigo y Carreras, 2003, p.03), y su representación en el paisaje en forma de parches distribuidos sobre una matriz de superficie de no-hábitat. Como se ha mencionado en los apartados 2.1 y 2.2, la causa principal de la disminución de biodiversidad a nivel global es la actividad antrópica. Se habla de destrucción de hábitat cuando la pérdida de este es total, por ejemplo, al inundar un terreno cubierto por bosques para construir una planta hidroeléctrica. Asimismo, si el deterioro de hábitat es parcial (como en casos de contaminación donde exista pérdida de algunas especies) se habla de degradación de hábitat (Primack et al., 2001); mientras que si una superficie de hábitat se divide en fragmentos más pequeños aislados entre sí, se habla de fragmentación de hábitat (Fahrig, 2003).

2.3.1 Fragmentación de hábitat

A nivel mundial los paisajes han experimentado procesos de fragmentación, lo que ha generado diferentes efectos, tales como la pérdida de hábitats, aumento en las distancias entre parches de hábitats naturales o semi-naturales, disminución del tamaño de poblaciones de individuos de especies y, en algunos casos, pérdida de especies (Hanski, 2011). La manera e intensidad en que la fragmentación de hábitat afecta a las especies depende de, entre otras causas, los requerimientos de hábitat de cada una de ellas (Virgós, 2002, Virgós et al., 2002), la forma en que cada especie se relaciona con los diferentes tipos de coberturas de suelo (Murray et al., 1995) y de las adecuaciones conductuales de cada especie (Kleiman y Eisenberg, 1973).

La fragmentación de hábitat es definida como el proceso donde una gran superficie de hábitat es dividida en diferentes parches más pequeños llamados fragmentos, los cuales se encuentran aislados unos con otros y contenidos dentro de una matriz diferente a la que originalmente presentaba el hábitat (Fahrig, 2003). En la Figura N°01 se representa el proceso de fragmentación de hábitat, donde las áreas de color negro ilustran el hábitat original y las áreas blancas representan la nueva matriz generada (Wilcove et al., 1986).

Figura N°01: Proceso de fragmentación de hábitat



Fuente: Fahrig, 2003.

Dicho proceso de fragmentación es incentivado por el cambio de cobertura de suelo, como, por ejemplo, la transformación de espacios naturales a terrenos agrícolas o la transformación de pastizales a terrenos urbanos (Santo y Telleria, 2006).

Según Fahrig (2003) la fragmentación es el resultado de cuatro procesos: (1) reducción en la superficie del hábitat, (2) aumento en el número de parches, (3) disminución del tamaño de los parches, y (4) aumento de la aislación entre parches. García (2011), además, propone que existen tres procesos de modificación paisajística: (1) pérdida progresiva de la superficie original del hábitat, (2) incremento en la subdivisión del hábitat en parches y (3) aumento de la relación entre perímetro y superficie.

Una vez que el hábitat es fragmentado se produce en este un cambio en la configuración de su paisaje. Esta transformación puede definirse considerando la tendencia de cuatro variables paisajísticas, según Fahrig (2003):

1. Pérdida regional en la cantidad de hábitat y reducción en la abundancia de la especie.
2. Aumento en el número de parches. Esta situación provoca una disminución en el número de especies de la población.
3. Aumento en la distancia entre parches. Con este escenario se dificulta el intercambio de individuos entre fragmentos, desfavoreciendo a las poblaciones aisladas.
4. Aumento del perímetro en relación con su superficie produciendo que el hábitat fragmentado se encuentre con un grado mayor de exposición. Aumentando de esta manera el efecto borde y disminuyendo la calidad del hábitat.

Una de las de las razones que justifican la importancia de estudiar la fragmentación de hábitat radica en que esta es considerada como la causa principal de pérdida masiva de biodiversidad a nivel global (Foley et al., 2005). Adicionalmente, y según García (2011), gracias al estudio de fragmentación de hábitats se ha logrado integrar diferentes teorías ecológicas (biogeografía de islas, importancia de la escala espacial, etc.), permitiendo de esta manera explicar sintéticamente la pérdida de especies y disminución de abundancia de especies en poblaciones, en un escenario global donde los hábitats originales se encuentran cada vez más fragmentados, aislados y escasos.

Generalmente en estudios de conservación la fragmentación de hábitat es presentada como un fenómeno equivalente, lo que quiere decir que este ocurre siempre de la misma manera con consecuencias similares. Debido a esto Hailla (2002) propone tres razones donde plantea que la noción de fragmentación de hábitat no es un fenómeno equivalente:

1. La fragmentación de hábitat está conformada tanto por la reducción del área del hábitat original como de la transformación en la configuración espacial del área restante o la matriz.
2. Debido a que todos los ambientes naturales están fragmentados en distintos grados y, por lo demás, están sujetos a transformaciones progresivas producto de razones naturales,

es que no existe un método estándar para evaluar la participación del hombre en este proceso de fragmentación.

3. Distintos organismos y sistemas ecológicos experimentan, en distintos grados, procesos de fragmentación de alguna de sus variables dependiendo de su ambiente. Por lo tanto, una multiplicidad de escalas y tiempos espaciales deben ser considerada y probablemente estas escalas varían según especie, espacio geográfico y tipo de ambiente.

Como se expuso en la Figura N°01 el modelo clásico de fragmentación de hábitat está basado en una clasificación binominal, compuestos por parches del hábitat original distribuidos sobre una matriz de hábitat degradado y con características estructurales diferentes. Esta clasificación de dos variables presenta dos principales dificultades. En primer lugar, no todos los fragmentos que se consideran como hábitat disponible presentan cualidades adecuadas, lo que puede dificultar (o impedir) el desarrollo de las especies originales. En segundo lugar, muchas especies no perciben el límite entre los parches y la matriz, por lo tanto, en muchos casos existe una transferencia de organismos entre las fragmentaciones. Debido a lo anterior es que se requiere pensar en un modelo que permita incorporar los efectos cualitativos del paisaje (Hailla, 2002).

Una de las consecuencias principales de la fragmentación de hábitat es la pérdida y degradación de hábitat. La razón por la cual se habla de fragmentación y no pérdida de hábitat se debe a que los ecólogos consideran que la fragmentación no solo incide en la pérdida de hábitat, sino que además cambia las propiedades de este modificando su estado (Van den Berg et al., 2001).

Con la reducción en el tamaño de los parches comienza una progresiva pérdida de especies, la cual es más intensa a medida que menor es el tamaño del parche (Santo y Telleria, 2006). Pese a que todas las especies se ven afectadas por la fragmentación, los impactos varían según la sensibilidad de cada grupo de especie, que se relaciona con los requerimientos de hábitat y la biología de las especies. Los carnívoros, son especies muy sensibles a la fragmentación de hábitat, debido a que requieren de grandes áreas de campeo (Laurance, 1990).

2.4 Conectividad del paisaje

La fragmentación de hábitat afecta de gran manera la conectividad de paisaje, lo que amenaza la supervivencia de los organismos que habitan dichos espacios (Nikolakaki, 2004). Conectividad de paisaje se refiere al grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento y flujo de organismos entre parches de hábitats (Taylor et al., 1993; Tischendorf y Fahrig, 2000). Esta definición enfatiza que la conectividad posee dos dimensiones: (1) estructural y (2) funcional. La conectividad estructural se refiere al de adyacencia entre parches de un paisaje (Gurrutxaga, 2004) e indica que mientras mayor sea la separación entre parches menor será su conectividad estructural. Dicha dimensión es cuantificable mediante la utilización de métricas del paisaje. Mientras que, la conectividad funcional se refiere a la continuidad de los flujos ecológicos a lo largo del paisaje, por ende, se consideran las características propias de movimiento de cada organismo, como por ejemplo su distancia de dispersión (Tischendorf y Fahrig, 2000).

La conectividad de paisaje es considerada crucial para la conservación de la biodiversidad, debido a que es crítica para la supervivencia de poblaciones (Fahrig y Merriam, 1985) y metapoblaciones (Levins, 1970), ya que permite mitigar los efectos negativos de la fragmentación de hábitat (Crooks y Sanjayan, 2006). Además, la conectividad cumple un rol fundamental en aliviar los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas y las especies, debido a que les permite a estas acomodarse a las variaciones de sus rangos naturales de ocupación resultantes de los cambios ocurridos en las condiciones ambientales (Opdam y Wascher, 2004). Al mejorar la conectividad se incrementan las tasas de intercambio de individuos entre poblaciones, aumenta la estabilidad y capacidad de recuperación producidas por cambios de coberturas de suelo y crece la probabilidad de recolonización de espacios usados antes de la fragmentación (Crooks y Sanjayan, 2006). Debido a lo anterior, es que preservar o mejorar la conectividad de paisaje debe ser una preocupación central en la ecología y en la planificación territorial (Saura y Torné, 2009).

Cabe señalar que existe un amplio consenso en la literatura sobre que la conectividad de paisaje es específica a cada especie o tipo de especie, y que debe ser medida y estudiada desde su dimensión funcional (Saura y Torné, 2009; Saura et al., 2011). Por lo tanto, cualquier manera directa de medir conectividad de paisaje debe incorporar algún tipo de medición del movimiento del organismo a través del paisaje (D'Eon et al., 2002).

2.4.1 Ruta menor costo

Si bien existe consenso sobre la relevancia de mantener la conectividad funcional, en ambientes fragmentados para garantizar la persistencia de subpoblaciones, hay un desacuerdo en el proceso para designar qué corredores deben ser conservados y/o recuperados (Rothley, 2005). Pese a esto, existe un acuerdo en que la modelación de corredores basados en la observación empírica del movimiento de dispersión de las especies es el método más confiable para modelar los corredores (Graves et al., 2007). Sin embargo, esta información es sumamente escasa y en la mayoría de los casos no existe o no se encuentra disponible (Fagan y Calabrese, 2006).

Debido a lo anterior es que han surgido diferentes alternativas. Una de las maneras indirectas de evaluar la conectividad de paisaje para una especie es el análisis de la ruta menor costo (o LCP por sus siglas en inglés), que evalúa las posibles rutas de movimiento de las especies en el territorio, en función del costo acumulativo del movimiento calculado sobre una capa en formato raster (Chetkiewicz y Boyce, 2009). La resistencia (el costo) de cada unidad del paisaje representa la suma de los gastos energéticos hipotéticos, los riesgos de mortalidad y otros factores obstaculizadores de movimiento a través de una unidad de paisaje (Adriaensen et al., 2003). Los valores de resistencia de este modelo son asignados en una escala arbitraria para reflejar la capacidad (alta, media o baja) que posee una porción de territorio como facilitador de movimiento para una especie (Sawyer et al., 2011). Finalmente, el corredor se define por la combinación de celdas que representan la distancia euclidiana entre los parches ponderada por los valores acumulativos de resistencia presente en las unidades espaciales atravesadas (Adriaensen et al., 2003).

Sawyer et al. (2011) destaca que LCP es una técnica muy atractiva para el análisis y diseño de corredores y, tras una revisión completa del método, señala tres ventajas: (1) permite comparaciones de carácter cuantitativo de rutas potenciales de movimiento de especies, (2) permite incorporar diferentes variables de paisaje que afectan potencialmente el movimiento, y (3) reconoce dentro de sus análisis no solo la conectividad estructural, sino que también permite estimar la conectividad funcional. Cabe destacar que al igual que todos los métodos de modelamiento, la efectividad del análisis va a depender directamente de la calidad de los datos de entrada. A menudo para realizar estos modelos se utiliza la opinión de expertos para asignar valores de resistencia a los diferentes componentes del paisaje detectados vía sensores remotos. Es por ello que la experticia de los entrevistados cumple un rol importante dentro del modelo final.

Desde una perspectiva metodológica, los esfuerzos se han centrado en buscar la mejor manera de cuantificar e incorporar la conectividad en la planificación territorial, pasando desde índices estructurales simples a índices más complejos detallando factores biológicos y modelos explícitos de metapoblaciones (Wiegand et al., 2005). Los métodos que son más

utilizados actualmente para medir conectividad son la teoría de grafos y las métricas de disponibilidad de hábitat (Saura y Rubio, 2010).

2.4.2 Teoría de grafos

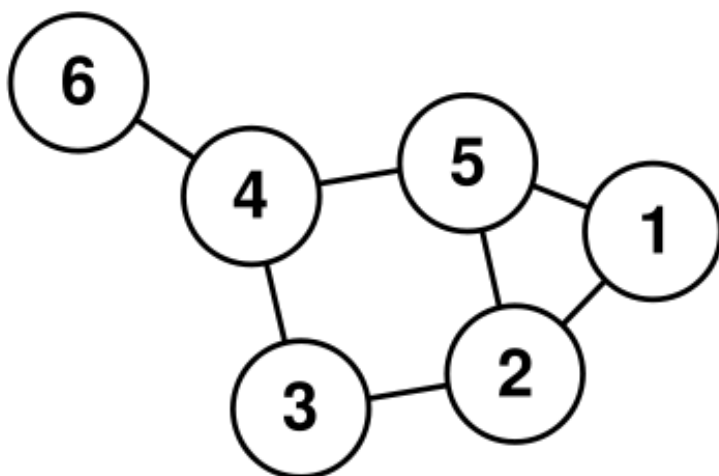
La teoría de grafos ofrece una gran cantidad de poderosas herramientas y algoritmos para analizar la conectividad de una red y la vulnerabilidad de esta. Además, este método posee una buena relación entre lo preciso que el modelo retrata la realidad espacial y la cantidad de datos que necesita para desarrollarse (Bodin y Norber, 2007). Por esta razón en la presente memoria se trabajó con teoría de grafos.

Un grafo está compuesto por una serie de nodos y de aristas que conectan dichos nodos (Haray, 1969). Cabe destacar que un paisaje puede ser adecuadamente representado mediante una estructura de grafos (Hortal et al., 2005). En estudios de ecología del paisaje los nodos representan parches de hábitat, mientras que las aristas indican los corredores utilizados por la especie para cruzar de un nodo a otro (Hortal et al., 2005; Urban et al., 2009). En la Figura N°02 se observa un ejemplo grafico de cómo los nodos representan la realidad, en dicha figura se ven seis círculos, donde cada uno de ellos representa un nodo (cada uno con un número identificador) que se encuentran conectados entre sí por aristas.

La existencia o no de las conexiones entre nodos se determina en función de tres factores: (1) las distancias entre nodos, que pueden ser distancias euclidianas o de mínimo costo; (2) la matriz circundante a los nodos, representada por las coberturas de suelo, donde cada clase de cobertura de suelo presenta un costo diferente de desplazamiento para cada especie y; (3) las distancias efectivas, relacionadas con la capacidad propia de movimiento de cada especie. Por lo tanto, si la distancia entre dos nodos es inferior a la distancia máxima de dispersión de una especie y existe una arista (o conexión) entre estos nodos, se puede asumir que hay una conexión funcional potencial entre estos parches de hábitat. Es decir, una especie dada posee la capacidad necesaria para cruzar la matriz de no-hábitat, constituida por el mosaico de coberturas de suelo que puedan existir y trasladarse desde un nodo a otro. En la presente memoria de título, se modelaron las conexiones funcionales potenciales (CFP) para dos especies de mamíferos.

Al tratar con la conectividad de paisaje los grafos pueden proporcionar una representación espacialmente explícita pero manejable de la complejidad de un paisaje, y permiten a los investigadores evaluar la importancia de elementos paisajísticos individuales y guiar los esfuerzos de conservación o restauración (Estrada y Bodin, 2008).

Figura N°02: Representación gráfica de un grafo.



Fuente: Elaboración propia.

Por lo tanto, utilizar la analogía grafo-paisaje permite esquematizar las potenciales relaciones funcionales entre los diferentes componentes del paisaje. Lo anterior justifica el uso de esta teoría para el estudio de procesos ecológicos complejos con escalas extensas como es la de conectividad funcional, que incluye la presencia de una gran cantidad de nodos y de una red de conexiones intrincadas, ya que esta simplifica la manera de representar los patrones del paisaje, permitiendo almacenar la información de los atributos de los componentes del paisaje relevantes para el estudio de conectividad. Además, permite la aplicación de algoritmos matemáticos complejos y eficientes, para optimizar el procesamiento de una gran cantidad de datos ecológicos y topológicos utilizados para los estudios de conectividad (Hortal et al., 2005).

2.5 Especies de estudio

En la presente memoria se seleccionaron dos especies de carnívoros: *Leopardus guigna* (Guiña) y *Lycalopex culpaeus* (Zorro culpeo). Esto fundamentado en que los mamíferos carnívoros tienen un rol importante en el funcionamiento de los ecosistemas y son muy sensibles a los cambios en el paisaje, debido a que estas especies no solo seleccionan sus hábitats en base a la disponibilidad de presas, sino que también consideran la disponibilidad adecuada de refugio (Zuñiga et al., 2009). Por lo tanto, es sumamente relevante estudiar como las especies de carnívoros se adecuan a transformaciones ocurridas a nivel de paisaje para poder asegurar su permanencia en ambientes perturbados (Carrol et al., 2001). De esta forma, las especies de carnívoros son utilizadas como especies focales efectivas para evaluar el grado de fragmentación del paisaje y cambios en la conectividad funcional del mismo (Crooks et al., 2011; Gálvez et al., 2013). Pese a que la fragmentación del paisaje afecta en gran medida al grupo de carnívoros en general, existen ciertas especies

que se ven más afectadas con estos cambios; lo que depende de los requerimientos específicos de hábitat de cada especie (Virgós et al., 2002) y la manera en que esta se relacionan con las diferentes coberturas de suelo (Murray et al., 1995).

Cabe destacar que la gran diferencia entre las especies seleccionadas radica en que la Guiña es especialista de hábitat (Dunstone et al., 2002) mientras que el Zorro culpeo es generalista (Novarro, 1997). Por lo tanto, se presume, que la transformación del paisaje produce efectos diferentes en la conectividad funcional para cada especie.

2.5.1 *Leopardus guigna*

La Guiña (*Leopardus guigna*) es uno de los felinos más pequeños en el mundo. Posee un peso que varía entre los 1.2 a 2.2 kg. Es descrita como una especie carnívora de hábitos nocturnos (Hernandez et al., 2015), lo que sugiere una sincronización en la actividad diaria con pequeños roedores, que son su principal presa (Dunstone et al., 2002); como presa secundaria se encuentran aves voladoras (Sanderson et al., 2002). Posee una baja densidad poblacional (Nowell y Jackson, 1996; Dunstone et al., 2002) y una notoria preferencia de hábitat por bosques nativos (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). Estas características hacen que esta especie sea muy sensible a cambios de cobertura de suelo (Sunquist y Sunquist, 2002), y de esta forma, sea un potencial indicador para cuantificar los efectos de la fragmentación (Gálvez et al., 2013). Habita en el centro y sur de Chile y Argentina, su distribución nacional va desde Coquimbo hasta 70 km más al sur de Cochrane y se encuentra desde la costa hasta 2.000-2.500 metros de altitud. Prefiere ambientes de bosque y matorral de alta densidad. Puede habitar en bosques y paisajes fragmentados, siempre y cuando exista conectividad estructural entre los parches del sistema (Dunstone et al., 2002; Zúñiga et al., 2009). Debido a sus marcadas preferencias de hábitat, se ha reconocido a la Guiña como especialista de hábitat (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Zúñiga et al., 2009), estando vinculada a coberturas arbóreas y de matorrales densos donde depreda especies de hábitos arborícolas (Zúñiga et al., 2009; Altamirano et al., 2013). Con una población que tiende a disminuir la Guiña ha sido categorizada como una especie vulnerable en la lista roja de la IUCN (Acosta y Lucherini, 2008).

El estudio de Acosta-Jamett y Simonetti (2004) sugiere que la Guiña se ha visto negativamente afectada por la conversión de bosques y zonas de vegetación densa a plantaciones forestales. Este tipo de felino se ve muy afectado por la progresiva destrucción de bosques nativos, ya sea por reemplazo a coberturas urbanas o de plantación forestal o agrícola, lo que amenaza y degrada el hábitat necesario para la persistencia de esta especie.

Figura N°03: Fotografía de Guiña atropellada en las cercanías de Algarrobo



Fuente: Museo de San Antonio (2014).

Pese a lo señalado en el párrafo anterior, cabe destacar que las plantaciones forestales ubicadas alrededor de parches con cualidades de hábitat no son límites abruptos para la Guiña (Palomares et al., 2000) debido a que estos pueden ser utilizados por esta especie. Sin embargo, esto depende de la distancia existente entre dichos parches y la plantación (Estades y Temple, 1999). Se infiere que fragmentos de hábitat inmersos en una matriz de plantaciones forestales permitiría el movimiento entre parches (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). Al revisar prensa nacional queda en evidencia que las Guiñas se mueven a través de la matriz de no-hábitat, incluso en sectores próximo a ciudades. Por ejemplo, según el artículo de Bruno Delgado (2015), para diario La Nación Online, se han encontrado cuatro cadáveres de Guiña en la provincia de San Antonio, todas en caminos cercanos a áreas urbanas. Asimismo, dicha aseveración la respalda el Museo de San Antonio (comunicado personal, marzo 12, 2014) quienes publicaron una fotografía de un individuo de Guiña atropellado en las cercanías de la ciudad de Algarrobo (Figura N°03).

Conocer la dimensión ecológica-espacial de la Guiña puede ayudar a identificar consecuencias producidas por la pérdida y fragmentación de hábitat, lo que entregaría

información con potencial de ser aplicada en la planificación territorial de paisajes antropizados (Gálvez et al., 2013). Según Gálvez et al. (2013), una propuesta de conservación de la Guiña debe conocer su ecología y uso de hábitat, en el contexto actual de una matriz fuertemente intervenida por la actividad humana donde coexisten fragmentos de bosque, terrenos agrícolas y forestales y asentamientos humanos.

2.5.2 *Pseudalopex culpaeus*

El Zorro culpeo es de la familia de los *Canidae*. Es endémico de Sur América y se distribuye en Colombia, Argentina y Chile (Novarro, 1997). Es la especie más grande de su género y el segundo canido de mayor tamaño en Sur América (Vivar y Pacheco, 2014). Su distribución nacional va desde el norte de Chile, región de Tarapacá, hasta Tierra del Fuego en el extremo sur del país (Johnson y Franklin, 1994). Se asocia con hábitats de matorral, bosque nativo y estepas (Novarro, 1997), y prefiere espacios con vegetación abierta. Su dieta es omnívora, por lo tanto, cumplen un rol importante en los ecosistemas, ya que al ser depredadores actúan como reguladores poblacionales (Silva et al., 2005), y además al comer frutos actúan como agentes dispersoras de semillas (Castro, 1994).

Debido a su variación en la selección de hábitat y su dieta omnívora se reconoce al Zorro culpeo como una especie generalista de hábitat (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004), lo que favorece que dicha especie sea menos sensible a la fragmentación de hábitat (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). Cabe destacar que el Zorro culpeo utiliza como hábitat las plantaciones forestales solo si hay presencia de sotobosque (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). El estado de conservación de esta especie está clasificado a nivel internacional y nacional como de preocupación menor (IUCN, 2013; MMA, 2016).

2.5.3 Distancia de dispersión

La capacidad de dispersión de cada especie es un proceso que tiene directa relación con la estructura de la población (Bowman et al., 2002) y representa la capacidad que tiene un organismo de ocupar un nuevo parche de hábitat. En otras palabras, es la distancia que la especie está dispuesta a trasladarse para realizar esta acción (Bowman et al., 2002). Pese a que no existe información acerca de la distancia de dispersión para las especies estudiadas (Guiña y Zorro culpeo), sí se encuentran disponibles datos sobre sus ámbitos de hogar, término que se refiere al espacio donde un individuo realiza sus actividades diarias (Burt, 1943). Debido a lo anterior es que en la presente memoria de título se calculó la distancia de dispersión utilizando la información del ámbito de hogar utilizando el método propuesto por Bowman et al. (2002), el cual indica que luego de transformar las unidades de medida de ámbito de hogar (que se encuentran en unidades de superficie: m², km², ha, etc.) a una unidad

de medida lineal (en este caso a metros) el valor obtenido debe ser multiplicado por siete, obteniéndose de esta manera la distancia de dispersión media para las especies. El autor plantea como resultado de su publicación que este es el método, no empírico más confiable para obtener la distancia de dispersión. En el anexo N°3, se encuentran los valores de ámbito de hogar descritos por la bibliografía y la distancia de dispersión para ambas especies.

CAPITULO III: PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

3.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra al sur-oeste de la comuna de Algarrobo (latitud 33° 22' S y longitud 71° 40' O), la cual posee una superficie de 176 km². La comuna de Algarrobo pertenece a la Provincia de San Antonio en la región de Valparaíso y tiene una población total de 13.817 habitantes (INE, 2017), donde el 76,44% corresponde a población urbana y un 24,56% a población rural (GORE Valparaíso, s/f). Es reconocida a nivel nacional como uno de los destinos turísticos más populares del litoral central, debido a su cercanía con el Gran Santiago y su buena conectividad con la red de carreteras. Esto ha promovido un acelerado desarrollo inmobiliario concentrado en el borde costero de la comuna, donde han proliferado conjuntos habitacionales en altura, concentrados en las cercanías del borde costero (Arriagada y Gana, 2013). Dicha situación afecta negativamente la sostenibilidad de estos espacios, ya que presionan de gran manera a los ecosistemas existentes (Méndez, 2018). Los sectores del área de estudio más afectados por el desarrollo inmobiliario son; los sectores de Algarrobo Norte y San Gerónimo, donde se localizan los conjuntos habitacionales de San Alfonso del Mar, Bahía de Rosas y Altos de San Alfonso (Méndez, 2018).

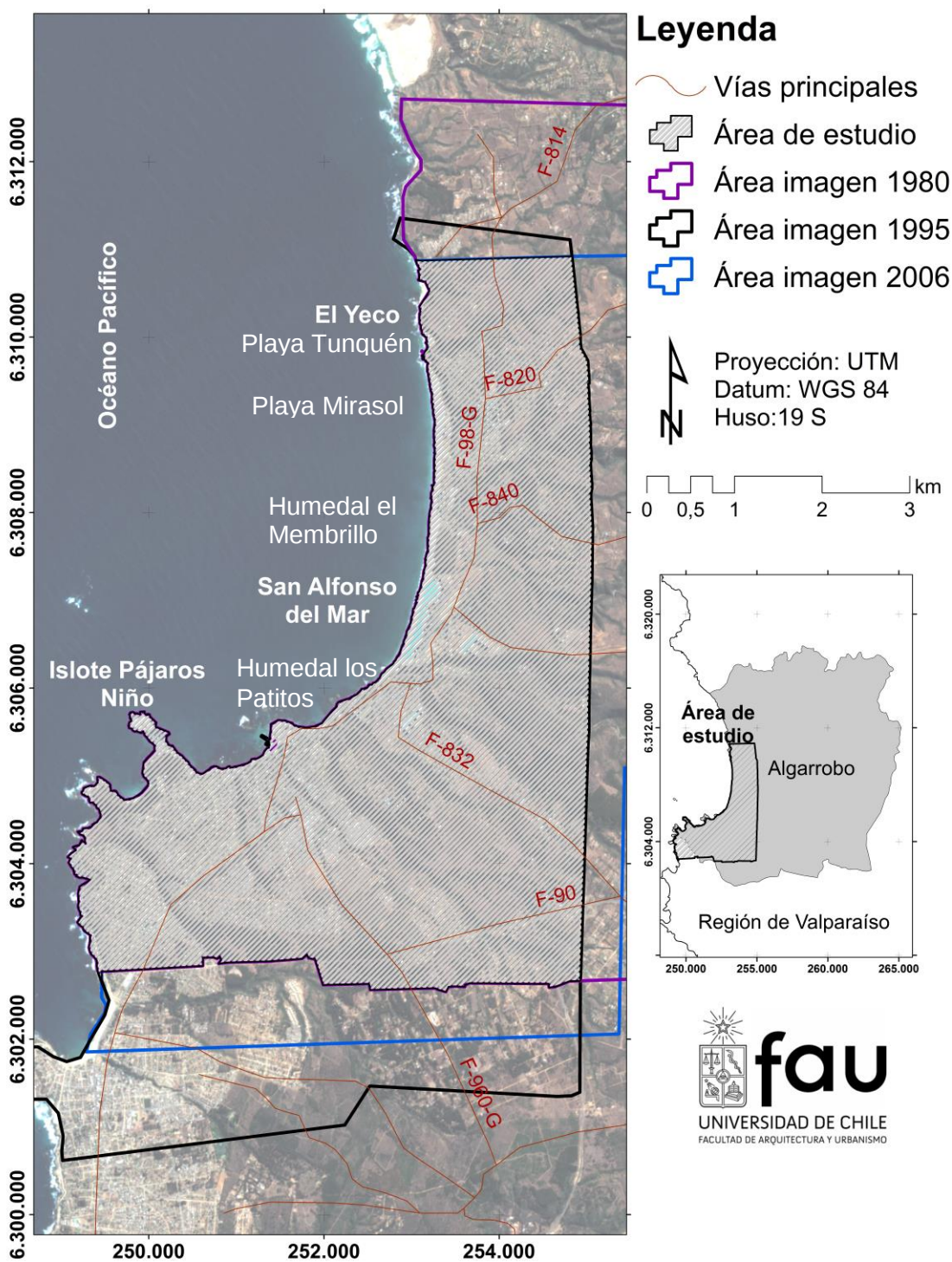
Además de distinguirse a nivel nacional como una zona turística, la comuna sobresale por poseer una gran cantidad de espacios naturales de importante valor de biodiversidad, destacando dos Santuarios de la Naturaleza, 12 quebradas y cuencas que cruzan el área urbana, 13 playas aptas para el baño y 10 humedales (PLADECO, 2016; Ferrando, 2006). Presenta un clima mediterráneo templado costero con temperaturas cálidas todo el año y precipitaciones bajas en invierno. Hoy en día la vegetación nativa de la comuna se encuentra principalmente concentrada en las quebradas, ya que el resto del territorio está bastante intervenido (PLADECO, 2016).

El área de estudio se centra en la matriz urbana consolidada de la ciudad de Algarrobo y sus alrededores. La extensión del área de estudio está definida por los límites dados por el mosaico de imágenes aéreas y satelitales de los distintos años utilizados para la investigación (1980, 1995, 2006 y 2016). De esta forma, como se observa en la Figura N°04, al norte la definición del área de estudio está delimitado por el límite de la imagen del año 2006, al sur por el límite de la imagen del año 1980, al oeste se encuentra definido por la línea de costa y al este el límite se define por la imagen del año 1995. La imagen del año 2016 es la que presenta una mayor superficie, por lo tanto, no es considerada en la definición final del área de estudio. En síntesis, el área de estudio abarca un total de 2634 ha. Dentro del área de estudio se identifican la Quebrada El Yeco, Quebrada San José, Quebrada El Yugo, Estero El Membrillo, Quebrada La Finca, Quebrada Lance Bravo Norte, Quebrada Los Claveles, Quebrada Las Casas, Quebrada Los pescadores, Quebrada Las Tinajas, Quebrada Las Petras,

Quebrada El Batro, Quebrada Pino Mar, Estero San Jerónimo, Estero El Totoral, Humedal El Membrillo, Humedal San Jerónimo, Humedal Santa Teresita y el Humedal Tranque Roto. Todo esto evidencia la importancia de las quebradas y humedales en la comuna. Se distinguen particularmente las quebradas, ya que estas se encuentran emplazadas de manera perpendicular a la línea de costa, insertándose a la matriz urbana consolidada.

Las razones que fundamentan la selección del área de estudio son diversas. En primer lugar, Chile central es reconocido mundialmente como uno de los hotspots de biodiversidad más amenazados del mundo (Myers et al., 2000). En la comuna de Algarrobo se han identificado una gran cantidad de especies de aves y mamíferos, asociadas a diferentes ecosistemas. Con respecto a los mamíferos destacan principalmente roedores, canidos y felinos, con la presencia de especies como Zorro Chilla, Zorro culpeo, Guiña, Quique, Ratón chinchilla, etc. (PLADECO, 2017). En segundo lugar, el litoral central se encuentra fuertemente presionado por el desarrollo turístico, incentivando un acelerado desarrollo inmobiliario y provocado diferentes y relevantes efectos territoriales (Arriagada y Gana, 2013). En tercer lugar, la comuna donde se emplaza el área de estudio es reconocida a nivel nacional como uno de los destinos turísticos más importantes del litoral central. La vocación turística de la comuna es tal que de las 16.400 viviendas existentes solo un 19% (3.086) de estas están ocupadas por población residente, mientras que el 79% (13.314) restante corresponden a segundas viviendas. La demanda turística alcanzada por la comuna en meses estivales es superior al promedio nacional, alcanzando en el año 2012 una población flotante de 1.869.264 personas en los meses de verano (Municipalidad de Algarrobo, 2014).

Figura N°04: Área de estudio



Autor: Héctor Yáñez

Fuente: Elaboración propia.

3.2 Transformaciones de paisaje

La presente memoria de título busca analizar la evolución de las coberturas de suelo y relacionar dicha evolución con sus efectos en la conectividad ecológica. Para realizar lo anterior se aplicó en primer lugar un análisis multi-temporal, lo que permitió cuantificar los cambios de cobertura de suelo a través del tiempo. Para ejecutar lo anterior se utilizaron cuatro imágenes, para los años 1980, 1995, 2006 y 2016, las cuales fueron foto-interpretadas a una escala de 1:30.000, logrando de esta manera obtener un panorama general de las transformaciones paisajísticas sufridas en el área de estudio durante los últimos 36 años. Cabe destacar que la fotointerpretación se define como un proceso que se realiza en los SIG y que consiste en dibujar polígonos sobre imágenes o fotografías georreferenciadas, siguiendo una clasificación de cobertura de suelo específica (Salinas y Pérez 2011). En segundo lugar, se analizaron los cambios en métricas del paisaje de dichas coberturas. Y finalmente, en tercer lugar, se evaluó la conectividad funcional y su evolución.

Cabe destacar que en la presente memoria de título se catalogaron los 20 tipos de cobertura de suelo en dos grandes grupos: coberturas naturales y artificiales. Se entenderá como coberturas naturales todo territorio que posea vegetación de cualquier tipo, mientras que las coberturas artificiales se refieren a los espacios con algún tipo de construcción. Las coberturas naturales están compuestas por áreas verdes urbanas, bosque urbano, cultivos de secano, quebradas, humedal, matorral, matorral arborescente, matorral con suculenta, matorral pradera, plantaciones, playas, dunas y arenales, roca desnuda y zonas con escasa vegetación. Las coberturas artificiales están compuestas por instalaciones deportivas y de ocio, tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, terrenos abandonados, zonas comerciales o industriales y zonas portuarias.

3.2.1 Obtención y preparación de las imágenes.

Para la realización del análisis multi-temporal se utilizaron cuatro imágenes, las que corresponden a los años 1980, 1995, 2006 y 2016. Cada una de estas imágenes proviene de una fuente diferente. Como se observa en la tabla N°01, la imagen del año 1980 corresponde a un mosaico de cuatro fotografías aéreas obtenidas por el SAF de Chile. Estas cuatro fotografías fueron digitalizadas con un escáner de alta resolución y, a continuación, trabajadas en el software Adobe Photoshop cc 2015.1; posteriormente fueron georreferenciadas en proyección UTM, datum WGS84, huso 19 S en el software ArcMap 10.3.

La imagen del año 1995 es un mosaico de siete fotografías aéreas obtenidas del SAF de Chile. La imagen del año 2006 corresponde a un mosaico de seis imágenes obtenidas desde el software Google Earth. Para la construcción de las imágenes del año 1995 y del año 2006 se realizaron los mismos pasos utilizados en la imagen del 1980.

Por último, la imagen del año 2016 corresponde a una imagen obtenida del Servicio Geológico de los Estados Unidos (o USGS por sus siglas en inglés) del satélite Sentinel 2-a, donde se seleccionó una imagen que cumpliera el requisito de poseer menos de un 10% de nubosidad. La resolución espacial de las imágenes capturadas por este satélite es de 10 m, pese a esto existe diferencia en la resolución espacial de sus diferentes bandas. Las bandas 2, 3, 4 y 8 poseen una resolución espacial de 10 m; las bandas 5, 6, 7, 8a, 11 y 12 tienen una resolución espacial de 20 m; y finalmente las bandas 1, 9 y 10 poseen una resolución espacial de 60 m. Para generar la imagen trabajada se utilizó el software ArcMap 10.3 donde se realizó una composición de bandas, combinando las bandas 2, 3 y 4 para obtener la imagen en color verdadero.

Tabla N°01: Fuente de las imágenes utilizadas

Año de la imagen	Fuente
1980	Mosaico construido con cuatro fotografías aéreas del SAF.
1995	Mosaico construido con siete fotografías aéreas del SAF.
2006	Mosaico construido con seis imágenes satelitales provenientes del software Google Earth.
2016	Imagen satelital de satélite Sentinel 2-a

Fuente: Elaboración propia.

3.2.2 Tipología de coberturas de suelo

Para realizar la foto-interpretación se diseñó una tipología de coberturas de suelo, que contiene 21 tipos de coberturas de suelo diferentes (Tabla N°02; para mayor detalle sobre cada tipología consultar anexo N°01), donde se encuentran coberturas urbanas, agrícolas, naturales, etc. Para el diseño de dicha tipología se utilizaron las clasificaciones presentes en el nivel tres del programa CORINE LandCover (1995) y las tipologías señaladas por Vásquez (2016), siendo adaptadas a la realidad del paisaje analizado.

Con las imágenes preparadas y las tipologías de coberturas de suelo definidas se comenzó el proceso de fotointerpretación el cual se realizó a una escala de 1:30.000. Una vez finalizado dicho proceso, se realizó una salida a terreno, durante el mes de noviembre del año 2016, donde se verificó que el trabajo realizado representara de buena manera la realidad.

Tabla N°02: Tipología de coberturas de suelo

N°	Cobertura	Definición
1	Áreas verdes urbanas	Plazas y espacios verdes públicos contenidos dentro de la matriz urbana.
2	Bosque urbano	Remanentes forestales ubicados en las cercanías de la matriz urbana.
3	Cuerpos de agua	Cuerpos de agua de origen antrópico
4	Cultivos	Terrenos cultivados
5	Humedales	Se refiere únicamente al espejo de agua de los humedales
6	Instalaciones deportivas y de ocio	Espacios verdes privados.
7	Matorral	Vegetación arbustiva de densidad media
8	Matorral arborescente	Vegetación arbórea y arbustiva de alta densidad
9	Matorral pradera	Vegetación arbustiva de baja densidad
10	Matorral con suculenta	Vegetación dispersa con suculentas
11	Plantaciones	Plantaciones forestales
12	Playas, dunas y arenales	Son consideradas dentro de esta categoría las superficies con un alto contenido de arena.
13	Quebradas	Zonas de pendientes escarpadas con una cubierta densa de vegetación nativa
14	Roca desnuda	Roca
15	Tejido urbano continuo	Cobertura urbana de alta densidad
16	Tejido urbano discontinuo	Cobertura urbana de baja densidad
17	Terrenos abandonados	Terrenos abandonados (sin vegetación) dentro de la matriz urbana
18	Zonas con escasa vegetación	Zonas con escasa o nula vegetación fuera de la matriz urbana
19	Zonas portuarias	Infraestructura industrial con características portuarias
20	Zonas comerciales o industriales	Zonas de industria o comercio de gran tamaño (ej: aserradero zona extracción de áridos, etc.)

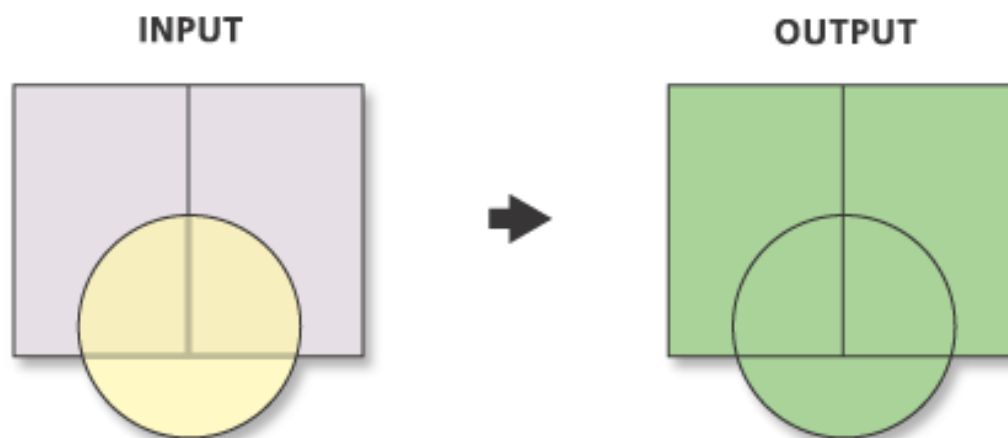
Fuente: Elaboración propia en base a CORINE LAND COVER (1995) y Vásquez (2006).

3.2.3 Cambio coberturas de suelo

Para analizar la evolución de las coberturas de suelo en los años 1980, 1995, 2006 y 2016 se utilizaron las herramientas disponibles en el software Arcmap 10.3, donde se trabajó con las coberturas de suelo foto-interpretadas en formato vectorial. Para cada año de estudio, se calculó la superficie total de cada tipología de suelo. Posteriormente, se realizó un proceso de unión espacial, donde los años se agruparon de la siguiente forma; 1980-1995, 1995-2006, 2006-2016 y 1980-2016. En la Figura N°05 se ilustra el proceso de unión espacial, la figura de la izquierda representa las capas de entrada (Input) mientras que la de la derecha representa la capa de salida (Output). En la presente memoria de título esta herramienta fue usada de la siguiente manera: Ejemplo 1980-1995.

- En Input el cuadrado gris representa la cobertura de suelo de matorral en el año 1980, mientras que el círculo amarillo representa las coberturas de tejido urbano continuo, lo que indica que las coberturas urbanas ocuparon parte de la superficie de la cobertura de matorral. En la imagen de Output, se observa cómo fueron espacialmente unidas dichas capas, como resultado se obtiene en la tabla de atributos que el área del cuadrado gris sin traslape tiene nombre matorral y el área del círculo amarillo sin traslape continua con el nombre de tejido urbano continuo. Mientras que, el área de traslape entre ambas coberturas queda con el nombre de matorral-tejido urbano continuo. Lo que permite conocer la secuencia de transformación de cobertura de suelo. Una vez realizado el proceso de unión espacial se calcularon las nuevas superficies y se exportaron a una tabla Excel.

Figura N°05: Unión espacial



Fuente: ArcMap Desktop.

La información obtenida de la unión espacial permitió conocer espacialmente los cambios de coberturas de suelo y las superficies tanto de las coberturas sometidas a cambios como las que se mantuvieron en el periodo estudiado. Finalmente, se realizó un trabajo de tablas en el software Excel, donde se calcularon las tasas de cambio de cada cobertura de suelo.

3.2.4 Análisis de los cambios de la estructura del paisaje

Se trabajó con métricas del paisaje, lo que permitió simplificar las complejas relaciones y cambios ocurridos en el tiempo en las coberturas de suelo que forman el mosaico de paisaje, cuantificando de esta manera la estructura de este. Para el periodo de estudio, se analizó la evolución de las siguientes métricas del paisaje utilizando el software libre Fragstats 4.2:

- Área total de la clase (CA): Corresponde a la sumatoria de todas las áreas de los parches de una misma clase en metros cuadrados (McGarigal, 2014).
- Porcentaje del paisaje (PLAND%): Corresponde a la sumatoria de todas las áreas de los parches de una misma clase en metros cuadrados, dividido por el total de la superficie del área de estudio (en m²) y multiplicado por 100 para obtener el valor en porcentaje (McGarigal, 2014).
- Número de parches (NP): Es el número de parches por clase de cobertura de suelo (McGarigal, 2014).
- Tamaño medio de parche (AREA MN): Corresponde al tamaño medio de parches para una clase en específico (McGarigal, 2014).

Una vez calculadas las métricas para cada año de estudio, se procedió a analizar los cambios de estas en cada intervalo de tiempo.

3.3 Modelación de la conectividad ecológica

Para la realización de la presente memoria se utilizó el método no-empírico denominado ruta de menor costo (o LCP por sus siglas en inglés), el cual es el más utilizado para el diseño de las conexiones funcionales potenciales entre parches de hábitats (LaRue y Nielsen, 2008).

En la presente memoria la modelación de conectividad funcional fue dividida en cinco etapas (Figura N°06), las que son descritas con mayor detalle en los próximos puntos.

Figura N°06: Preguntas importantes, análisis y definiciones de la modelación de conectividad funcional

Fuente:

Preguntas	¿Qué áreas deben ser conectadas?	¿Qué rasgos del paisajes afectan el movimientos de especies entre estas áreas?	¿Cómo se pueden cuantificar estos posibles efectos de paisaje?	¿Hasta qué punto el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches?	¿Cuál es la ruta de viaje más probable entre los parches identificados?
Análisis	Definir parches de hábitat (nodos)	Identificar variables de paisaje para incluir en el análisis de costos	Asignar valores de resistencia	Calcular la superficie de costo acumulada a partir de parches de origen	Identificar la ruta de menor costo (LCP) entre parches
Definición	Coberturas de suelo que soportan o tienen potencial para soportar las especies de interés.	Influencia de las coberturas de suelo y la densidad de vegetación en el movimiento de la especie. Identificación de la distancia máxima de dispersión de cada especie.	Asignar un valor de resistencia a cada cobertura de suelo presente en el área de estudio para cada una de las especies. Para obtener el valor de resistencia final al valor de cobertura de suelo se le debe agregar -1, 0 o +1 según clasificación del NDVI.	Valor de la distancia efectiva, medida compuesta por la distancia euclidiana ponderada por los valores de costo del paisaje atravesados por una ruta.	Ruta de menor costo: una franja de paisaje que tiene un píxel de ancho y representa el costo acumulado más bajo entre dos parches.

Elaboración propia en base a Sawyer et al. (2011).

3.3.1 Definición de parches de nodos

Los nodos corresponden a aquellos parches de hábitat que poseen características necesarias para que las especie los habiten. Para identificar las áreas que deben ser conectadas se seleccionaron los nodos para la Guiña y Zorro culpeo de manera separada, mediante una discusión con seis académicos (Anexo N°01) con postgrados en temáticas relacionadas con ecología, zoología o conservación. Se seleccionó a dichos expertos debito a su experiencia en investigaciones con las especies trabajadas. Durante dichas discusiones se definieron las tipologías, para cada especie, que tienen un mayor potencial de ser utilizadas como hábitat.

De este modo, para la Guiña se escogieron como nodos los polígonos de las coberturas: quebradas y matorral arborescente. Mientras que para el Zorro culpeo se seleccionaron como parches de hábitat los polígonos de las coberturas: matorral, matorral pradera y matorral arborescente. El tamaño del parche no fue considerado para esta selección, ya que si bien los parches de menor tamaño no siempre son utilizados como hábitat, si pueden aportar en el movimiento de la especie como stepstone o zonas de paso.

3.3.2 Distancia dispersión de las especies

Con el fin de identificar los nodos que se encuentran dentro del radio alcanzable por una especie desde cada nodo, se determinó la distancia de dispersión de las especies trabajadas. Como se mencionó en el apartado 2.5.3, la distancia de dispersión fue calculada utilizando el método propuesto por Bowman (2002), el cual propone que para obtener la distancia de dispersión a partir del ámbito de hogar se debe multiplicar por siete los valores del ámbito de hogar. En la Tabla N°03 se observan el valor de ámbito de hogar y la distancia de dispersión calculada para cada especie.

Tabla N°03: Ámbito de hogar y distancia de dispersión

Nombre común	Nombre especie	Ámbito de hogar (m)	Distancia de dispersión (m)
Guiña	<i>Leopardus guigna</i>	1.300	9.100
Zorro culpeo	<i>Pseudodaloneus culpaeus</i>	1.766	12.362

Fuente: Elaboración propia.

3.3.3. Superficie de costo

Para generar las superficies de costo, se adaptó la metodología utilizada en diferentes investigaciones (Nikolakaki, 2004; Kong et al., 2010; Gurrutxaga et al., 2011; Avon y Bergès, 2015). Esta metodología plantea que se debe asignar un valor de costo a cada tipo de cobertura de suelo (Ccb), el cual está relacionado con el grado de dificultad que presenta una cobertura de suelo para el movimiento de una especie. Adicionalmente, y con el fin de considerar las diferencias en distribución de la vegetación en una misma cobertura de suelo es que se generó además una superficie de costo basada en los valores del índice NDVI (Cndvi). Finalmente, la superficie de costo final (Cfinal) está compuesta por la sumatoria de Ccb más Cndvi. A continuación, se explica la forma en que fueron diseñados Ccb y Cndvi.

Tabla N°04: Matriz entregada para entrevistas.

Coberturas de suelo	Costo
Quebradas	
Matorral	
Matorral arborescente	
Matorral pradera	
Plantación forestal	
Playas, dunas y arenales	
Terrenos abandonados	
Bosque urbano	
Cultivos	
Matorral con suculenta	
Zonas con escasa vegetación	
Áreas verdes urbanas	
Roca desnuda	
Tejido urbano continuo	
Tejido urbano discontinuo	
Zonas portuarias	
Zonas comerciales o industriales	
Instalaciones deportivas y de ocio	
Cuerpos de agua	
Humedales	

Fuente: Elaboración propia.

Para el diseño de Ccb se realizó un proceso de consulta de expertos donde se entrevistó a seis académicos (Anexo N°01), quienes fueron los encargados de asignar valores de costo a cada cobertura de suelo (Ccb). En cada una de las entrevistas se entregó una matriz de datos en blanco que contenía dos columnas (Tabla N°04) (1) una con las coberturas de suelo y la otra (2) con el valor de costo para cada cobertura de suelo. Con el fin de obtener valores similares en todas las entrevistas se sugirió a los académicos utilizar un rango de valores entre 1 a 25, donde se indicó que mientras más alto es el número asignado mayor será el costo (Ccb) o dificultad de una especie para atravesar la cobertura de suelo y viceversa.

Cabe destacar que durante cada entrevista se realizaron dos matrices, una para la Guiña y la otra para el Zorro culpeo, esto debido a que ambas especies presentan diferentes requerimientos de hábitat. Las matrices obtenidas a partir de las entrevistas fueron sintetizadas mediante el cálculo de la moda por cada cobertura de suelo, de esta manera se obtuvo la superficie de costo para ambas especies. Finalmente, se asignaron los valores de costo a cada una de las coberturas de suelo foto-interpretadas en el software ArcMap 10.3.

Mientras que para el diseño de Cndvi, se descargaron imágenes del Índice Diferencial de Vegetación Normalizado ⁽¹⁾ (NDVI) para cada año de estudio provenientes de la plataforma Landviewer de EOS (Earth Observing System). El NDVI se calcula usando la siguiente fórmula:

$$[\text{NDVI}] = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1)$$

Donde NIR y RED se refieren respectivamente al monto reflejado por la vegetación de infrarrojo cercano (NIR) y rojo (RED). Cabe mencionar que los valores de este índice oscilan entre -1 a 1, donde los valores negativos cercanos a -1 indican sectores con ausencia de vegetación y los valores cercanos a 1 están relacionados con vegetación más densa y vigorosa. El uso de este índice tiene una gran relevancia en estudios ecológicos debido a que es utilizado para relacionar la vegetación con el desarrollo de las especies (Pettorelli et al., 2005). Ya descargadas las imágenes, se clasificaron en 3 intervalos. Al primer intervalo, compuesto por valores entre -1 a 0,2 se le asignó un valor de +1. Mientras que al segundo intervalo compuesto por valores entre 0,2 a 0,3 se le asignó un valor de 0. Y, finalmente, al tercer intervalo compuesto por valores entre 0,3 y 1 se le asignó un valor de -1 (Tabla N° 05). Los valores asignados están basados en las clasificaciones de NDVI's sugeridos por la NASA y el USGS. El objetivo de lo anterior es aumentar el valor de costo en los sectores de las coberturas de suelo con escasa vegetación y por el contrario disminuir el valor de costo cuando la vegetación se presente de forma densa y vigorosa.

Tabla N°05: Clasificación NDVI

Rango de NDVI	Clasificación
-1 a 0,2	+1
0,2 a 0,3	0
0,3 a 1	-1

Fuente: Elaboración propia en base a intervalos propuestos por la NASA y el USGS.

Finalmente, para obtener Cfinal realizó una suma de las superficies Ccb y Cndvi ⁽²⁾ para cada año y especie:

$$[\text{Superficie de costo final (Cfinal)}] = [\text{Ccb de cada especie}] + [\text{Cndvi}] \quad (2)$$

3.3.4 Identificación de las conexiones funcionales potenciales

Para representar de manera espacialmente grafica las conexiones funcionales potenciales (CFP) en el paisaje, se utilizó la extensión de ArcMap llamada Linkage Mapper 1.1.0. Esta extensión es una herramienta de Sistemas de Información Geográfica (SIG) diseñada especialmente para el análisis de conectividad de paisaje ya que permite mapear conexiones funcionales potenciales, utilizando como insumo coberturas vectoriales que representan los parches de hábitat a conectar (o nodos) y archivos en formato raster para representar las superficies de costo. Los principales resultados obtenidos con esta extensión son el mapeo de las conexiones de menor costo entre los parches de hábitat y las distancias euclidianas entre los parches de hábitat en formato de tabla de texto (txt.).

3.3.5 Importancia para la conectividad de las conexiones funcionales potenciales y nodos

Para realizar el análisis de la evolución de las conexiones funcionales potenciales, se analizaron las variaciones en la cantidad, longitud y cambios en las coberturas atravesadas por dichas rutas en todos los periodos de estudio. Además, se utilizó el software Conefor Sensinode 2.6. Dicho software permite cuantificar la importancia de parches de hábitat y conexiones funcionales potenciales para el mantenimiento o mejoramiento de la conectividad ecológica de paisaje; es concebida como una herramienta de apoyo para la toma de decisiones en temas de conservación y planificación territorial, debido a que, identifica y prioriza los sitios y conexiones funcionales primordiales para la conectividad ecológica (Saura y Torné, 2012). Estos índices están basados en grafos espaciales y en el concepto de medir la disponibilidad de hábitat (o todo parche de hábitat que está dentro del radio de movimiento de una especie; Saura y Torné, 2012). Para la cuantificación de nodos y conexiones funcionales potenciales se utilizó el Índice de Conectividad Integral (IIC), el cual indica que mientras mayor sea el valor calculado, mayor será su importancia para la conectividad del paisaje y está dado por la siguiente fórmula³:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

Fuente: Saura y Pascual-Hortal (2007).

(3)

Donde n es el número total de nodos en el paisaje, a_i y a_j son los atributos de los nodos i y j , nl_{ij} es el número de conexiones funcionales potenciales en la ruta más corta entre los nodos i y j , y A_L es el área total del paisaje estudiado.

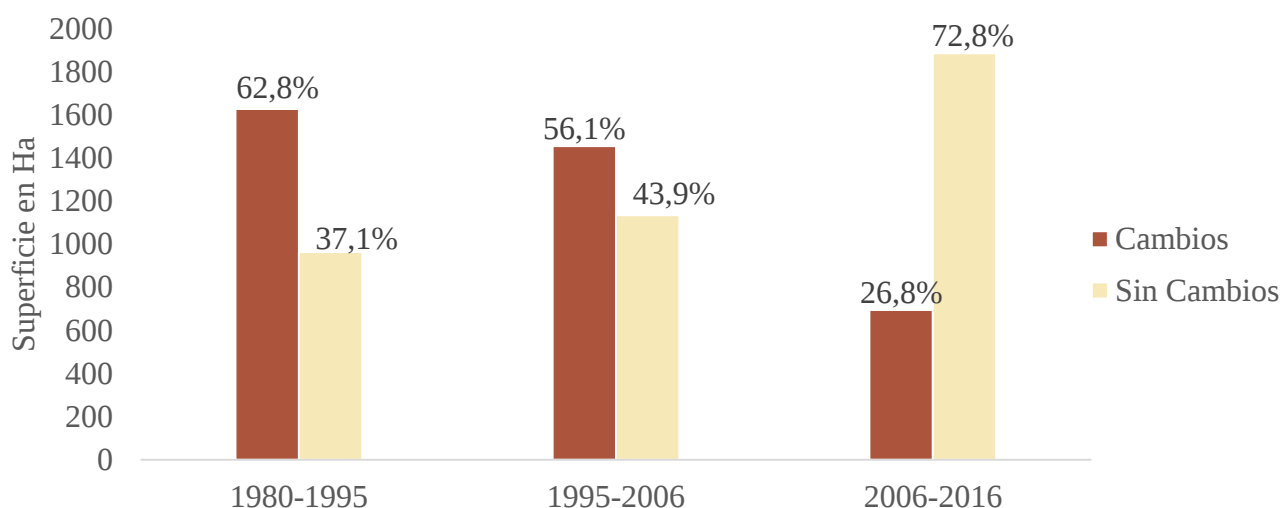
CAPITULO IV: RESULTADOS

En el presente apartado se analizan los cambios espacio-temporales de las coberturas de suelo, los cambios de los nodos, la evolución de la matriz de costo, la evolución de las conexiones funcionales potenciales y los cambios en la conectividad.

4.1 Cambios de coberturas de suelo.

Con respecto a los cambios de cobertura de suelo se observa que a nivel de paisaje, en el periodo de estudio (1980-2016), se produce una clara disminución en la cantidad de hectáreas sometidas a cambios. En la Figura N°07 se aprecia que en el periodo 1980-1995 un 62,8% del total de la superficie estudiada presenta algún cambio de cobertura de suelo, mientras que en los periodos 1995-2006 y 2006-2016 este porcentaje tiende a disminuir notoriamente, reduciéndose a solo un 26,8% en el último período. Se debe tener en cuenta que esta disminución en la tasa de cambio tiene relación con el aumento de la zona urbana existente, ya que dichas coberturas tienen la característica común que una vez asentadas no permiten, o muy levemente, nuevas reconversiones.

Figura N°07: Superficies de suelo sometidas a cambios periodo 1980-2016

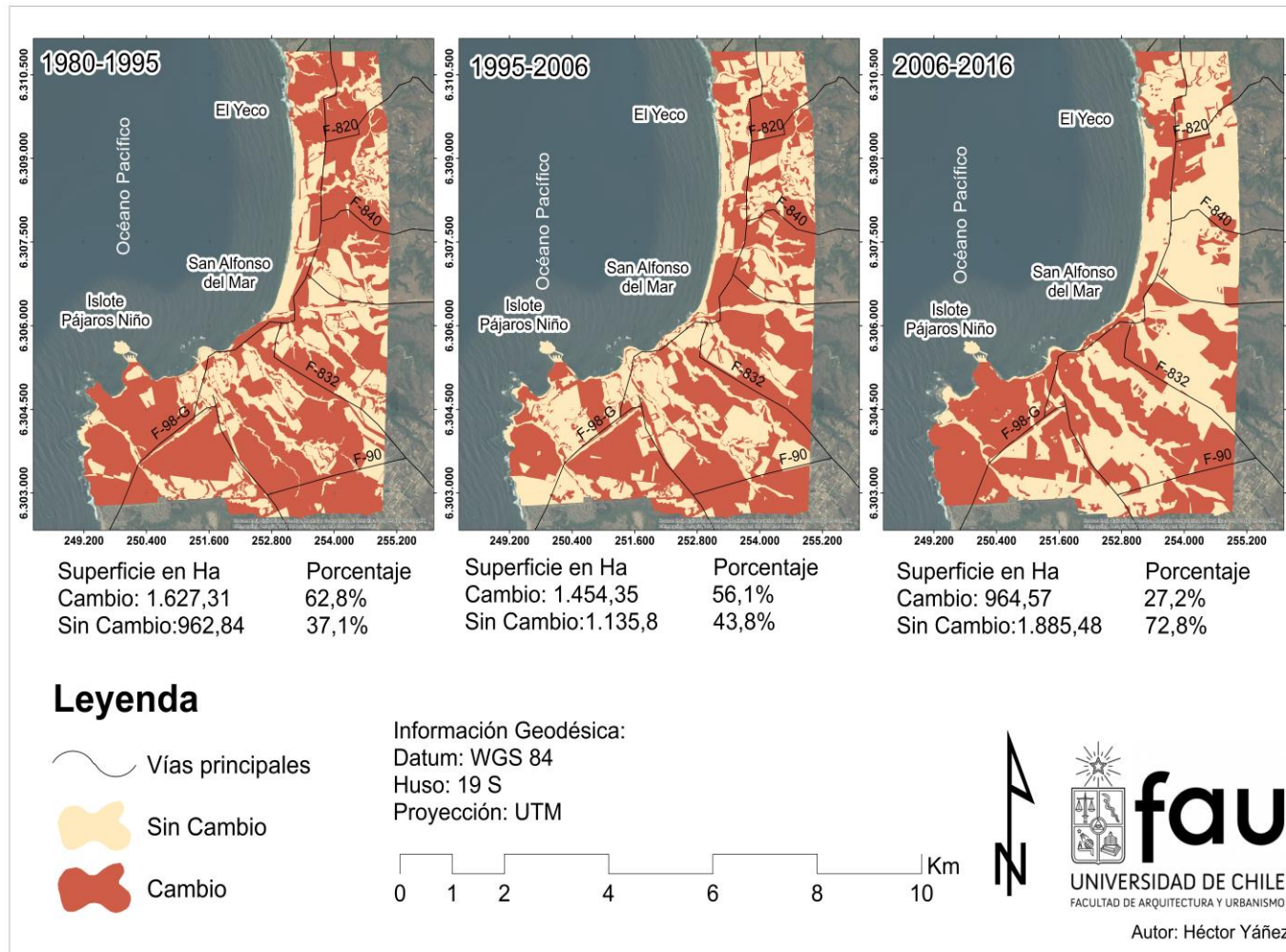


Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a la distribución espacial de estos cambios, se aprecia que a lo largo de todos los períodos de estudio, el sector sur es el más afectado (Figura N°08). En el período 1980-1995 los espacios que presentaron cambios se encuentran distribuidos a lo largo de toda el área de estudio, evidenciando que más de la mitad de dicho espacio (62,8%) se encuentra sometido a cambios de cobertura de suelo durante estos años. Pese a que en el periodo 1995-2006 se advierte una disminución en las zonas afectadas por cambios de coberturas de suelo,

estas siguen representando más de la mitad del área de estudio (56,1%). Las zonas que cambiaron durante dicho periodo se distribuyen a lo largo de toda el área de estudio. Finalmente, en el periodo 2006-2016 se observa un notorio descenso de las zonas expuestas a cambios (27,2%), concentrándose principalmente en el sector sur-este del área de estudio. Se profundizará en las causas principales de esta dinámica en los apartados posteriores.

Figura N°08: Cambios en las coberturas de suelo por periodos



Fuente: Elaboración propia.

Durante los años 1980-2016 el paisaje está dominado por siete de las 20 coberturas de suelo identificadas. En la Tabla N°06 se encuentra el porcentaje de paisaje que cubre cada una de dichas coberturas de suelos (PLAND%) para cada uno de los años estudiados. De esta manera, se aprecia que en el año 1980 predominan en el paisaje coberturas naturales¹, destacándose matorral pradera (19,2%), seguida por quebradas (14,8%) y cultivos de secano (12,6%). En 1995 continúa la preponderancia de las coberturas naturales en el paisaje, liderando las quebradas (18,4%) y matorral pradera (18,3%). Mientras que, en el año 2006 la dinámica se modifica y comienzan a destacar coberturas artificiales como el tejido urbano continuo (25%).

Tabla N°06: Coberturas de suelo y el porcentaje de paisaje que cubren (PLAND%)

Coberturas de suelo									
	1980		1995		2006		2016		PLAND% 1980-2016 Disminución Aumento
	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	
Matorral pradera	19,25	497,14	18,35	473,39	16,47	424,91	8,98	232,03	-10,27
Cultivos de secano	12,64	326,65	6,76	174,42	1,94	50,07	2,44	63,12	-10,2
Plantaciones	16,85	435,5	8,67	223,89	7,97	205,76	7,92	204,68	-8,93
Matorral	9,97	257,59	8,22	212,11	6,53	168,46	4,05	104,7	-5,92
Quebradas	14,82	382,8	18,41	475,1	16,77	432,64	16,84	434,95	+2,02
Tejido urbano discontinuo	3,24	83,86	5,08	131,18	10,55	272,24	15,08	389,32	+11,84
Tejido urbano continuo	6,04	156,17	13,14	339,05	25,05	646,36	27,08	699,25	+21,04

Fuente: Elaboración propia.

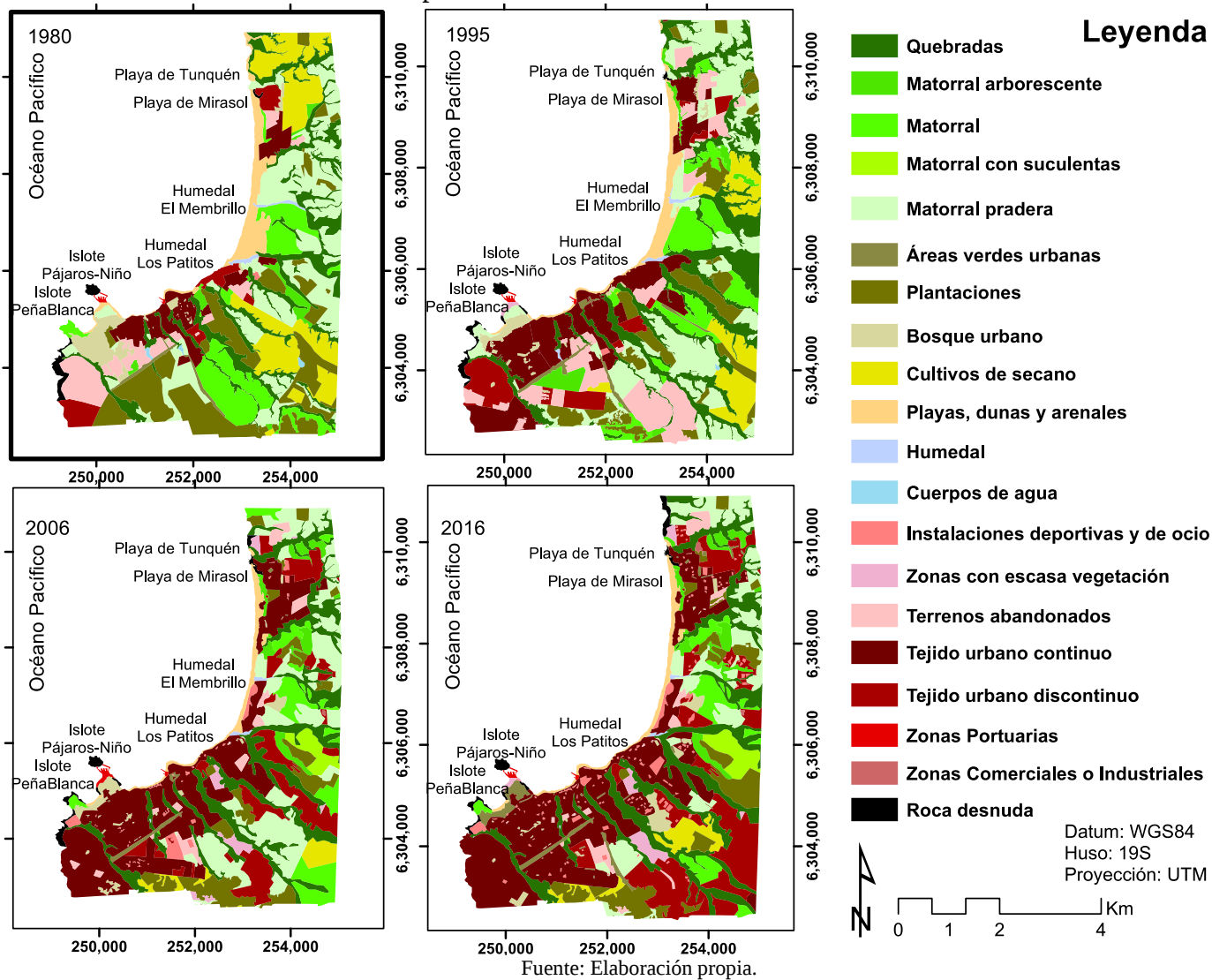
A diferencia de los años anteriores, en el año 2016 existe una fuerte predominancia de coberturas artificiales en desmedro de coberturas naturales, donde destacan las coberturas artificiales de tejido urbano continuo (27%) y tejido urbano discontinuo (15%), pese a esto la cobertura de quebradas (16,8%) mantiene un alto porcentaje de ocupación en el paisaje.

¹ Como se mencionó en el apartado 3.2 las coberturas naturales están compuestas por áreas verdes urbanas, bosque urbano, cultivos de secano, quebradas, humedal, matorral, matorral arborescente, matorral con suculenta, matorral pradera, plantaciones, playas, dunas y arenales, roca desnuda y zonas con escasa vegetación. Mientras que las coberturas artificiales están compuestas por instalaciones deportivas y de ocio, tejido urbano continuo, tejido urbano discontinuo, terrenos abandonados, zonas comerciales o industriales y zonas portuarias.

Por lo tanto, se aprecia que con el paso del tiempo las coberturas artificiales han tendido a aumentar su porcentaje de predominancia en el paisaje. De manera que, desde el año 2006 las coberturas urbanas han comenzado a ocupar un elevado porcentaje del total del área estudiada, especialmente importante ha sido el aumento de un 21% del tejido urbano continuo y de un 11% del tejido urbano discontinuo entre 1980 y 2016. Por otro lado, las coberturas naturales han tendido a disminuir su porcentaje de dominancia en el paisaje en distintas medidas. Las coberturas más afectadas son las de matorral pradera y cultivos de secano con una disminución superior a un 10%. Asimismo, las coberturas de matorral disminuyen cerca de un 6% a lo largo del período de estudio. Cabe destacar que las quebradas tienden a mantener su porcentaje de ocupación en el tiempo.

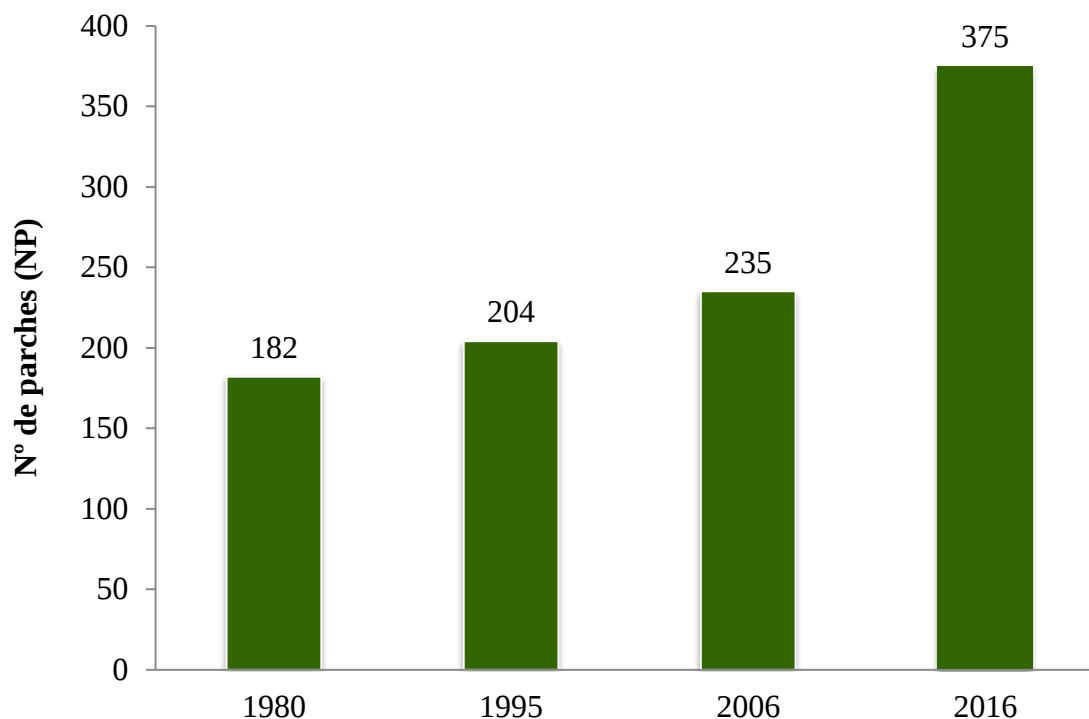
Con respecto a la distribución espacial de los cambios de las coberturas de suelo predominantes, se aprecia que la cobertura de tejido urbano continuo y discontinuo tendieron a ocupar principalmente los territorios del sector sur del área de estudio (Figura N°09). Destaca la continuidad de las quebradas en el paisaje, las que se encuentran ubicadas cruzando de este a oeste todo el territorio, incluyendo la creciente matriz urbana. Resalta la pérdida total de los cultivos de secano en el sector norte del área de estudio y la disminución general de las playas, dunas y arenales. En términos generales se aprecia en la Figura N°09 cómo las coberturas artificiales, representadas en tonos rojizos, aumentan de forma constante, ocupando cada vez más los espacios de las coberturas naturales, representadas con colores en tonalidades verdes.

Figura N°09: Evolución de las coberturas de suelo periodo 1980-2016



Los cambios de las coberturas de suelo no solo afectan en términos de superficie, sino que además modifican la cantidad de parches. Los parches han aumentado desde 182 en el año 1980 a 204 parches en el año 1995 y 235 parches en el año 2006. Finalizando con 375 parches en el año 2016, (Figura N°10).

Figura N°10: Número de parches a nivel paisaje (NP)

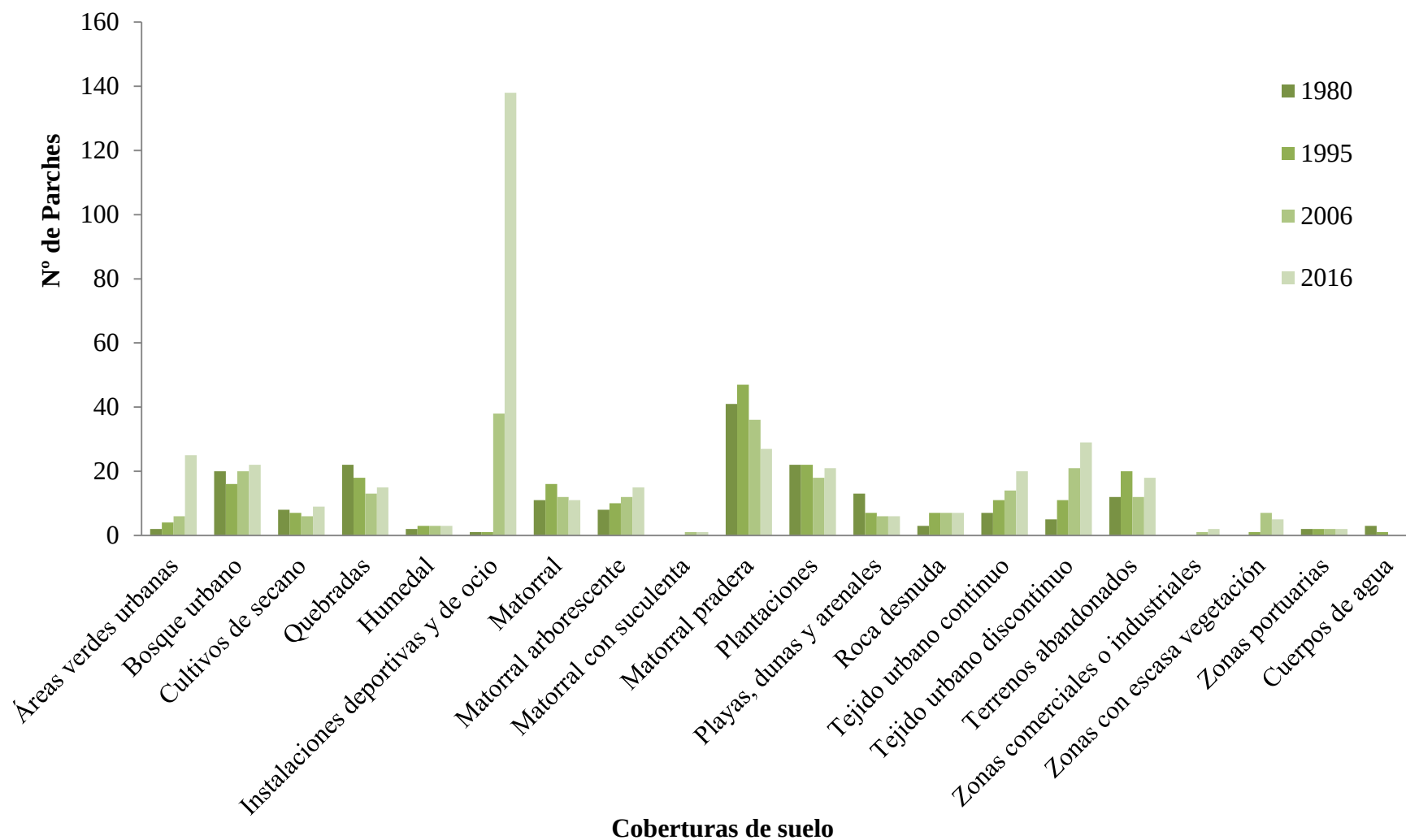


Fuente: Elaboración propia.

Se aprecia que a nivel de paisaje el número de parches aumentó constantemente en todos los años del periodo de estudio, duplicándose entre el año 1980 al año 2016.

Pese a lo anterior, se observa que existen siete coberturas de suelo que presentaron una tendencia contraria. Las coberturas de suelo que disminuyeron su número de parches son las de playas, dunas y arenales y cuerpos de agua. De manera similar, las coberturas de suelo que descendieron en su número de parches son las quebradas y plantaciones. Las que presentaron una disminución constante entre el año 1980 al año 2006, comportamiento que cambia en el periodo 2006-2016 donde se aprecia una leve alza en dicho número. Pese a que las coberturas de matorral y matorral pradera presentan un alza entre los años 1980-1995, dicha situación se ve modificada en los años posteriores. Donde se aprecia un descenso constante en el número de parches (Figura N°11).

Figura N°11: Número de parches por clase de cobertura de suelo



Coberturas de suelo

Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, las áreas verdes urbanas, instalaciones deportivas y de ocio, matorral arborescente, tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo revelan una constante tendencia al alza a lo largo de todo el periodo de estudio, situación que es reflejo del proceso de urbanización. Cabe destacar el caso de las áreas verdes urbanas y las instalaciones deportivas y de ocio, debido que presentan un notorio incremento en su número de parches, siendo la última cobertura de suelo mencionada la que más sobresale en dicha alza, ya que aumenta en 137 su número de parches entre los años 1995 y 2016 (Figura N°11).

Las coberturas de suelo que no presentaron grandes variaciones en su número de parches son las de bosque urbano, cultivos de secano, humedales, matorral con suculenta, roca desnuda, zonas comerciales o industriales, zonas con escasa vegetación y zonas portuarias (Figura N°11).

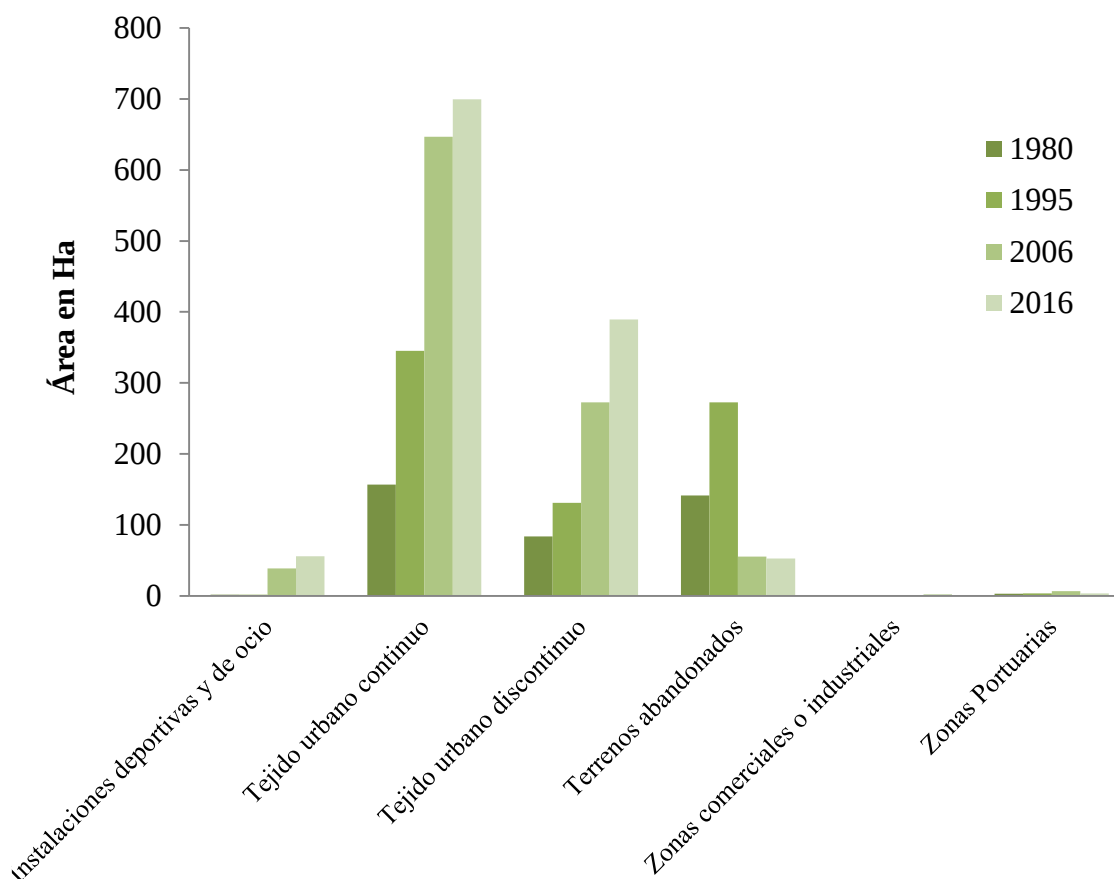
4.1.2 Cambios de coberturas artificiales

Como se mencionó anteriormente, durante el período 1980-2016 las coberturas naturales han sufrido diferentes cambios en sus superficies. Las coberturas artificiales que presentan alzas de superficies son las de instalaciones deportivas y de ocio, las que aumentaron en 53 ha (+3187% en relación a su superficie inicial), tejido urbano continuo las que aumento en 542 ha (+346%) y tejido urbano discontinuo que aumentó en 305 ha (+364%). Si bien el porcentaje de aumento de superficie de las instalaciones deportivas y de ocio es muy alto, su impacto territorial no es de la misma magnitud, ya que pese a aumentar notoriamente, esta no supera las 55 ha en todo el período (Figura N°12).

Por otro lado, las coberturas de zonas comerciales o industriales (+2 ha) y zonas portuarias (+0,2 ha) no muestran variaciones significativas en la evolución de sus superficies. Mientras que, las coberturas de terrenos abandonados presentan una tendencia a la baja (-62%) a partir del año 1995, disminuyendo 88 ha de superficie desde el año 1995 a la actualidad.

A diferencia de ciertas coberturas naturales que presentaron bajas en su número de parches, las coberturas artificiales tendieron a mantener o aumentar dicho número a través del tiempo. Las coberturas artificiales que presentaron alza en su superficie y aumento en su número de parches son las de instalaciones deportivas y de ocio que aumentan en 100 parches durante el período 2006-2016. Asimismo, las coberturas de tejido urbano continuo y discontinuo aumentaron constantemente durante el período 1980-2016.

Figura N°12: Evolución de la superficie de coberturas de suelo artificiales.



Fuente: Elaboración propia.

Mientras que, las coberturas de zonas comerciales o industriales y zonas portuarias, que poseen una tendencia a mantener su superficie, conservan de igual manera su número de parches. Por último, los terrenos abandonados presentan un comportamiento irregular, revelando una fuerte alza en el período 1980-1995 y continuando con una abrupta bajada en el número de parches para el período 1995-2016; situación que coincide con la evolución de su superficie (Figura N°12).

Por lo tanto, se infiere que han aparecido nuevos parches de las coberturas de suelo de instalaciones deportivas y de ocio, tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo en el período de estudio. En el periodo 1980-1995, la aparición de dichos parches se ha concentrado en la zona cercana a la línea de costa y desde el sur del islote Peñablanca (Anexo N°02), siendo los tejidos urbanos continuos y discontinuos lo que presentan la mayor expansión. Mientras que en el periodo 1995-2016, el aumento de parches y superficie se distribuyó a lo largo de toda el área de estudio, presentándose con mayor intensidad en las zonas cercanas a la línea de costa (ibis), donde nuevamente son los tejidos urbanos continuos y discontinuos lo que lideran, en términos de superficie, esta ocupación de espacios naturales.

Lo anterior es reflejo del proceso de urbanización ocurrido en el área de estudio durante los últimos 36 años.

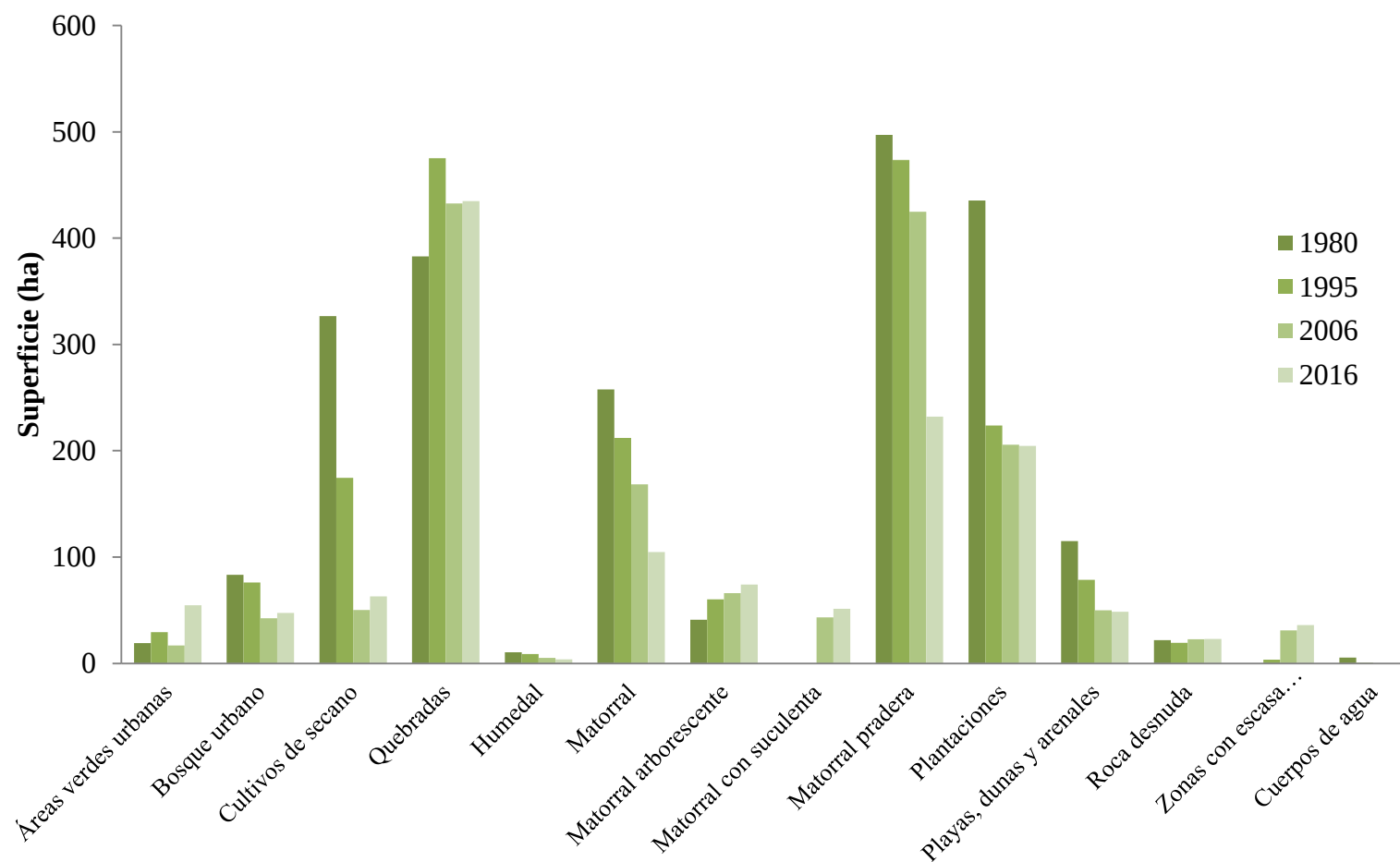
A diferencia de las coberturas mencionadas, los terrenos abandonados tienden a desaparecer a partir del año 1995, esto se debe a que dichas coberturas son de fácil reconversión a coberturas urbanas. Mientras que las coberturas de zonas industriales o comerciales y zonas portuarias no presentan grandes modificaciones en el tiempo.

Cabe destacar que, para el año 1980 las coberturas artificiales, de tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo, representaban menos del 10% del total del paisaje, mientras que para el año 2016 dichas coberturas aumentaron en gran magnitud, ocupando más del 40% del total del paisaje (Tabla N°06), este aumento considerable de coberturas urbanas modifica de manera irreversible el territorio.

4.1.3 Cambios de coberturas naturales

Como se aprecia en la Figura N°13 las coberturas naturales que presentaron alzas significativas y constantes en sus superficies son: matorral arborescente, que aumento de 41 ha en el año 1980 a 74,1 ha en el año 2016 (+55%), y las de áreas verdes urbanas que aumentaron de 19 ha en el año 1980 a 54,9 ha en el año 2016 (+186%). Asimismo, dichas coberturas presentaron aumentos en su número de parches. Donde matorral arborescente pasa de ocho parches en el año 1980 a 14 en el año 2016, mientras que las áreas verdes urbanas aumentan de seis a 25 parches, cuadruplicándose su número de parches.

Figura N°13: Evolución de la superficie de coberturas de suelo naturales



Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, las coberturas que presentaron bajas significativas en sus superficies son las coberturas de bosque urbano (-42%), cuerpos de agua (-100%), cultivos de secano (-80%), humedal (-64%), matorral (-59%), matorral pradera (-53%), plantaciones (-53%) y playas, dunas y arenales (-57%). Se observa en la Tabla N°06 que las coberturas de cuerpos de agua, matorral pradera, matorral, plantaciones y playas, dunas y arenales, presentaron una tendencia a la disminución en su número de parches.

Mientras que, la cobertura de cultivo de secano manifiesta un irregular aumento en el número de parches. Por otro lado, las coberturas de suelo que tendieron a mantener su número de parches en el tiempo, aunque no de manera regular, son las de bosque urbano y humedal, pese a que ambas coberturas presentaron una disminución en sus superficies.

Las coberturas que tendieron a mantenerse sin grandes cambios, en relación con el resto de las coberturas naturales, son las de quebradas (+13%) y roca desnuda (+4%).

La evolución de la cantidad de parches de las coberturas de suelo, que no presentaron grandes variaciones de su superficie manifiestan evoluciones diferentes entre sí, donde las coberturas de quebradas tendieron a disminuir levemente su cantidad de parches desde 22 en el año 1980 a 15 en el año 2016. Con respecto a su superficie, esta aumentó en el periodo 1980-1995, ocupando principalmente territorio al este del área de estudio (Figura N°09). Pese a esto, en el periodo 1995-2006 se observó una disminución en su superficie y posterior estancamiento en el periodo 2006-2016 (Figura N°13). Mientras que la cobertura de roca desnuda mantiene su número de parches a lo largo del período de estudio (Figura N°11).

Se infiere que han aparecido nuevos parches de coberturas de áreas verdes urbanas y en menor medida, de matorral arborescente. En el caso de las áreas verdes urbanas, se observa que en el periodo 1980-2006 la aparición de nuevos parches se concentró en el sector ubicado al sur del humedal Los Patitos (Anexo N°03). Posteriormente, en el periodo 2006-2016, la aparición de parches se intensificó en el sector al sur del humedal Los Patitos y comenzaron a aparecer nuevos parches en el sector (ibis). Lo anterior se debe al aumento de tejidos urbanos continuos y discontinuos en dicha zona. Mientras que, en el caso de matorral arborescente la aparición de parches ha ocurrido con mayor intensidad en el territorio ubicado al norte del humedal El Membrillo (ibis), la principal cobertura que aportó en este aumento corresponde a matorral pradera.

Debido a las características de su evolución, se concluye que las coberturas de cultivos de secano presentan una tendencia hacia la fragmentación, debido a que presentaron una disminución en sus superficies en conjunto con un aumento de su número de parches, lo que disminuyó, a través del tiempo, el tamaño medio de sus componentes.

Cabe destacar que, en el año 1980 la zona al norte de la Playa Mirasol estaba cubierta en su mayoría por cultivos de secano, al igual que el sector oeste del área de estudio (Anexo

Nº04). Cabe destacar que, a partir del año 1995 los cultivos de secano son desplazados hacia el oeste, desapareciendo de esta manera de las zonas cercanas a la línea de costa (ibis).

Finalmente, se deduce que las coberturas sometidas a cambio y desaparición a lo largo del tiempo, son las de cuerpos de agua (que desaparecen por completo en el año 2006), matorral pradera, matorral, plantaciones, playas, dunas y arenales, humedal y bosque urbano. La desaparición de cuerpos de agua está estrechamente ligada a la disminución y fragmentación de los cultivos de secano, ya que dicha agua tenía como finalidad ser utilizada para el riego de dichos cultivos. Mientras que, en el caso de las coberturas de suelo matorral pradera, matorral y plantaciones se observó que de manera constante dichas coberturas tendieron a desaparecer de las zonas cercanas a la línea de costa (Anexo Nº05). La desaparición de parches de playas, dunas y arenales se concentraron en el sector ubicado entre la playa Mirasol y el humedal Los Patitos. Lo anterior es resultado del aumento de la cobertura artificial de tejido urbano continuo, que ha urbanizado sobre los terrenos de playas, dunas y arenales. Con respecto a los humedales se observó que el espejo de agua disminuyó de manera constante durante todos los periodos del estudio (ibis), al igual que en los casos anteriores, esta disminución en los espejos de agua se debe a la fuerte presión que generan las coberturas artificiales al ocupar coberturas naturales, especialmente las coberturas urbanas.

En síntesis, se observó que las coberturas artificiales aumentaron su superficie y número de parches, ocupando cada vez más espacios con coberturas naturales. Esta ocupación tuvo una mayor intensidad en las zonas cercanas a la línea de costa, debido a que estas fueron donde los tejidos urbanos continuos y discontinuos se expandieron con mayor intensidad. Cabe destacar que, pese a que los tejidos urbanos ocupan en el año 2016 casi la totalidad de la zona hacia el sur del humedal Los Patitos, resalta la presencia de las quebradas, las que insertan coberturas naturales dentro de la matriz urbana (Figura Nº09). Esto se ha producido debido a las características topográficas de las quebradas, que han imposibilitado la urbanización sobre dichas coberturas.

4.2 Conectividad

4.2.1 Impacto de los cambios de cobertura de suelo sobre la conectividad

Los cambios de las coberturas de suelo tienen un impacto directo en la movilidad de las especies estudiadas, ya que cada cobertura posee un costo asociado, el que está relacionado con la facilidad o dificultad que les implica a las especies atravesarla. Debido a lo anterior, es que analizar los efectos de los cambios de las coberturas de suelo en la matriz de costos permite dilucidar los impactos de dichos cambios.

Tabla N°07: Valores de costo por cobertura de suelo para cada especie

Costos por cobertura de suelo para la Guiña		Costos por cobertura de suelo para Zorro culpeo	
Coberturas de suelo	Costo	Coberturas de suelo	Costo
Quebradas	1	Quebradas	2
Matorral	2	Matorral	2
Matorral arborescente	2	Matorral arborescente	2
Matorral pradera	4	Matorral pradera	5
Plantación forestal	2	Plantación forestal	5
Playas, dunas y arenales	10	Playas, dunas y arenales	5
Terrenos abandonados	10	Terrenos abandonados	5
Bosque urbano	10	Bosque urbano	10
Cultivos	10	Cultivos	10
Matorral con suculenta	10	Matorral con suculenta	10
Zonas con escasa vegetación	15	Zonas con escasa vegetación	15
Áreas verdes urbanas	20	Áreas verdes urbanas	15
Roca desnuda	25	Roca desnuda	20
Tejido urbano continuo	25	Tejido urbano continuo	20
Tejido urbano discontinuo	25	Tejido urbano discontinuo	20
Zonas portuarias	25	Zonas portuarias	20
Zonas comerciales o industriales	25	Zonas comerciales o industriales	20
Instalaciones deportivas y de ocio	25	Instalaciones deportivas y de ocio	20
Cuerpos de agua	25	Cuerpos de agua	25
Humedales	25	Humedales	25

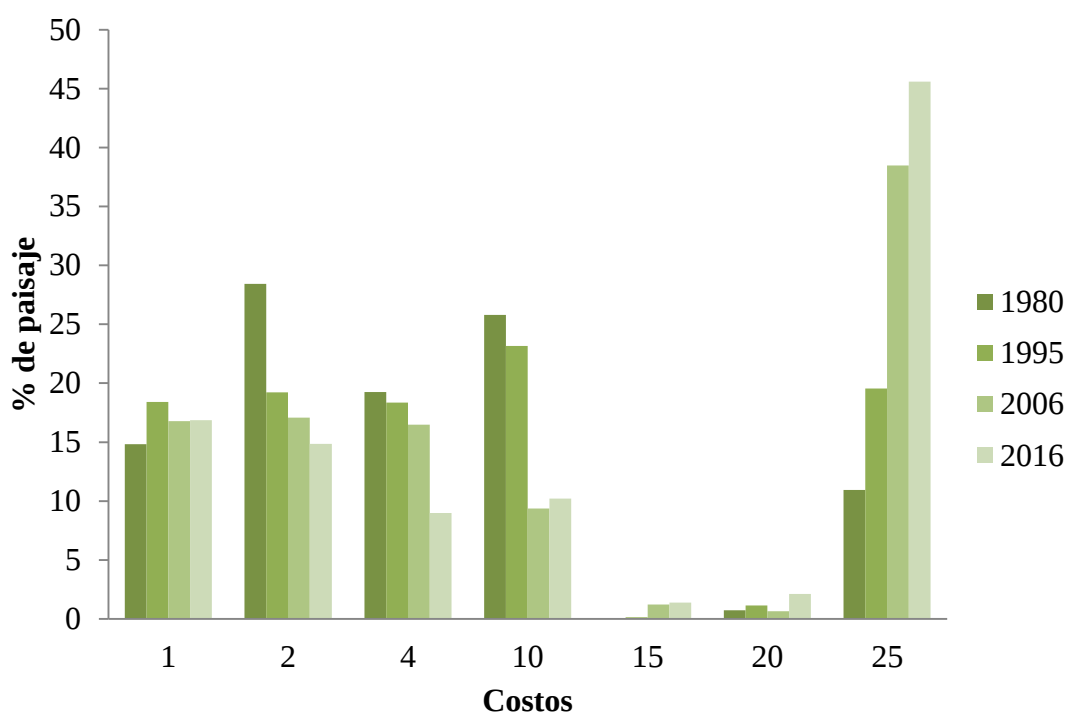
Fuente: Elaboración propia en base a consulta de expertos (Anexo N°2).

Los costos de cada cobertura de suelo provienen de las entrevistas realizadas a seis expertos. Los resultados de dichas entrevistas dieron como resultado final dos matrices con valores de costo para cada una de las coberturas de suelo. En la Tabla N°07 se observan las matrices finales para las dos especies. Cabe mencionar que los expertos asignaron un valor de costo a cada una de las coberturas de suelo, valor que oscila entre 1 a 25. Donde mientras más alto sea el número, mayor es el costo o dificultad de una especie para atravesar la cobertura de suelo.

4.2.2 Evolución de matriz de costos para la Guiña

En la Figura N°14 se observa un gráfico que indica en el eje Y el porcentaje del total del paisaje que utilizan los diferentes costos asociados a las coberturas de suelo. Y en el eje X se encuentran dichos costos. Los diferentes costos presentaron una evolución variada a lo largo de los cuatro años estudiados.

Figura N°14: Evolución de la matriz de costos para la Guiña

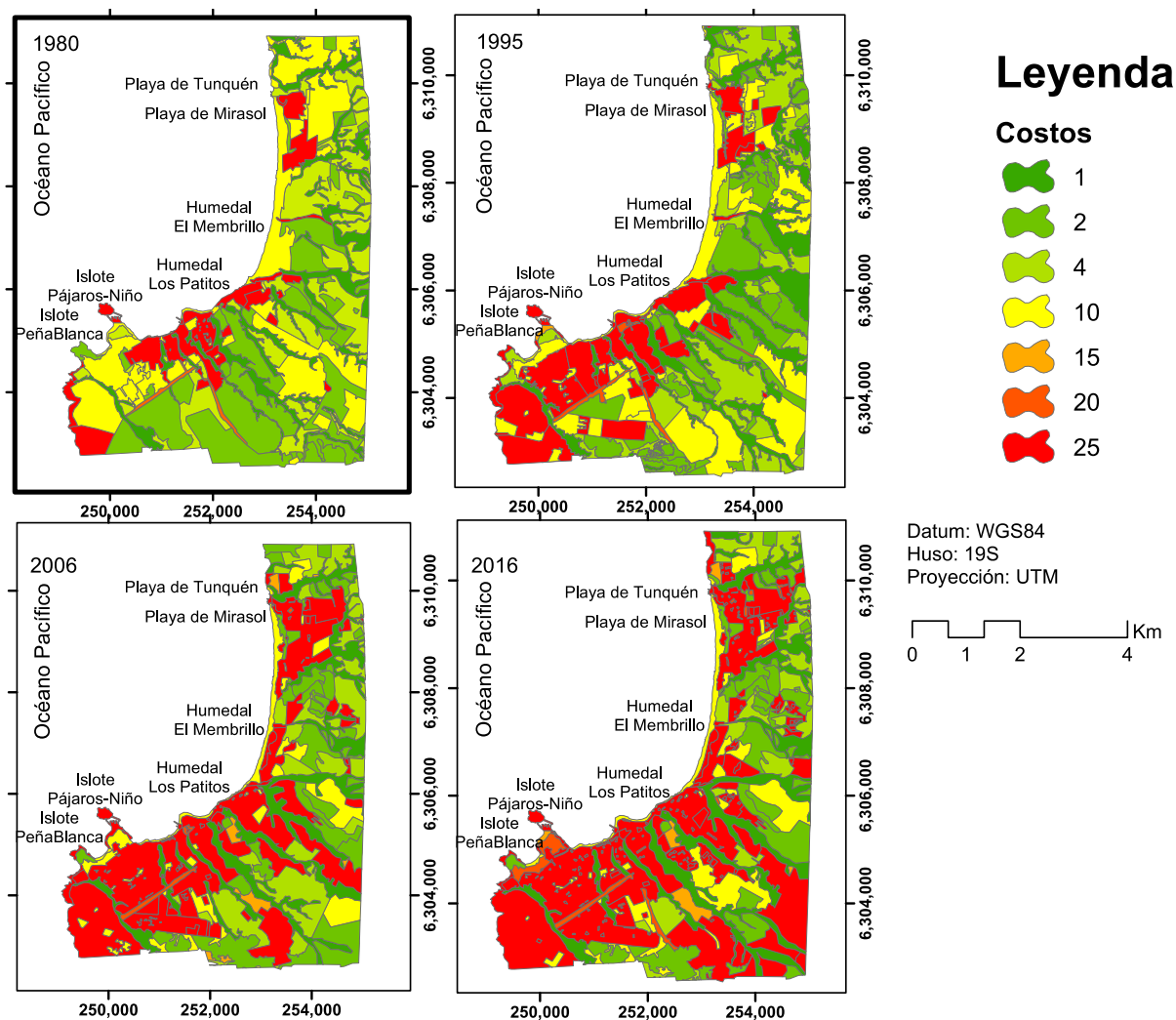


Fuente: Elaboración propia.

El valor de costo 25 es la única variable que presentó una tendencia al alza en su superficie a lo largo de los cuatro años del periodo de estudio. Aumentando desde ocupar solo un 10,9% del paisaje en el año 1980 hasta cubrir un 45,5% de este en el año 2016. Cabe destacar que, durante el periodo 1995-2006 es cuando se produce el mayor incremento de costos con valor 25, variando desde 19,5% a 38,4%. Se observa en la Figura N°15 que el

aumento de costos 25 coincide con las zonas ocupadas por tejidos urbanos continuos y discontinuos (Figura N°09), ubicándose en los años 1980 y 1995 en las zonas cercanas a la línea de costa y hacia el sur del humedal El Membrillo. Posteriormente en los años 2006 y 2016 se observa que la mayoría de los espacios en la zona hacia el sur del humedal Los Patitos posee costos 25, al igual que la zona entre playa Mirasol y playa Tunquén.

Figura N°15: Costos para la Guiña



Fuente: Elaboración propia.

En tanto que, los valores de costo que presentaron una baja constante son los siguientes:

- Valor 2, dichos costos muestran una constante baja en su porcentaje de ocupación del paisaje, presentándose su mayor baja en el periodo 1980-1995 (-9,2%) y continuando con el descenso en los periodos posteriores.
- Valor 4, estos costos presentan una disminución leve, pero constante desde el año 1980 al año 2006, presentándose su disminución más abrupta entre los años 2006 y 2016 (-7,5%).
- Valor 10, estos costos presentan una baja constante en los periodos 1980-1995 y 2006 y 2016, siendo el en el periodo 1995-2006 donde se produjo la pérdida con mayor valor (-13,8%). Cabe destacar que esta baja general en valores iguales o inferiores a 10 coincide con la constante disminución de espacios naturales descrita en el apartado 4.1.4.

Los valores de costo 1, tendieron a mantenerse sin grandes variaciones a lo largo del periodo de estudio. Lo anterior se debe a que, como se mencionó en el apartado 4.1.2, las quebradas han mantenido su porcentaje de superficie a través del tiempo.

Cabe destacar que los valores de costo 15 y 20 no abarcaron más del 2% a lo largo de todo el periodo de estudio, por lo cual no serán considerados en el análisis.

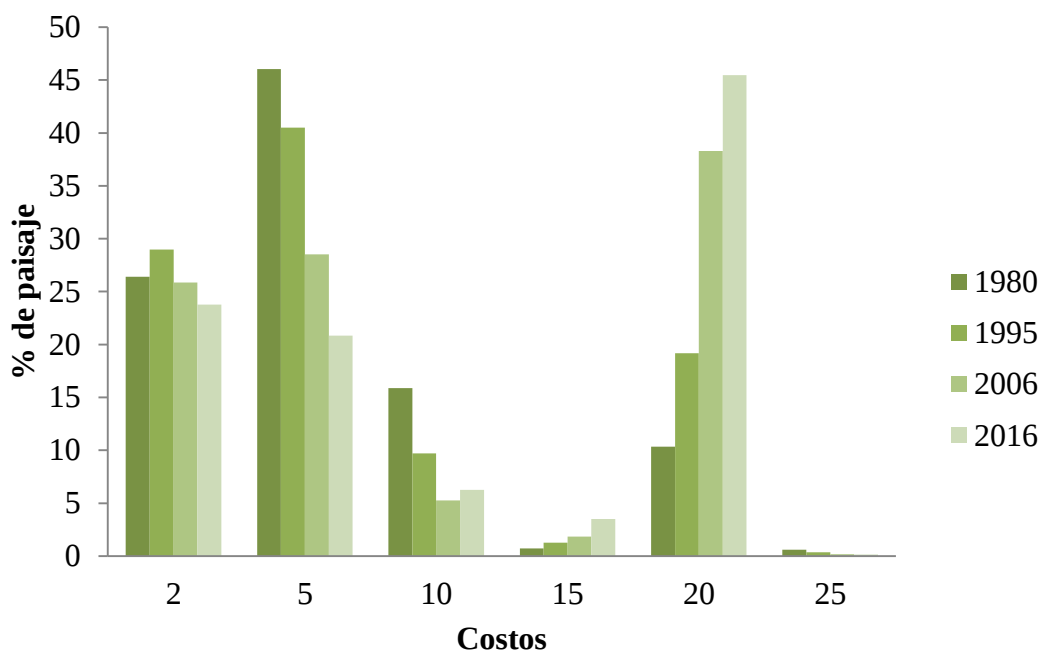
Por lo tanto, queda en evidencia que los costos con valores altos tendieron a aumentar su superficie en desmedro de los valores de costo bajo, lo que se encuentra estrechamente relacionado con el aumento de las coberturas artificiales en menoscabo con las coberturas naturales.

4.2.3 Evolución de la matriz de costos para el Zorro culpeo

En la Figura N°16 se muestra un gráfico de las mismas características que el que se encuentra en la Figura N°14.

Se observa que el valor de costo 20 presenta un constante aumento de superficie a lo largo del periodo de estudio, pasando de ocupar solo el 10,3% del territorio en el año 1980 a cubrir 45,4% de este en el año 2016, siendo el periodo 1995-2006 donde se presentó el mayor incremento de la ocupación de los costos 20. Debido a que, como se mencionó en el apartado 4.1.2, es durante dicho periodo, que los tejidos urbanos continuos y discontinuos aumentaron en mayor medida su porcentaje de ocupación de suelo.

Figura N°16: Evolución de la matriz de costo para el Zorro culpeo



Fuente: Elaboración propia.

Mientras que, los valores de costo que presentan una tendencia a la baja son los de:

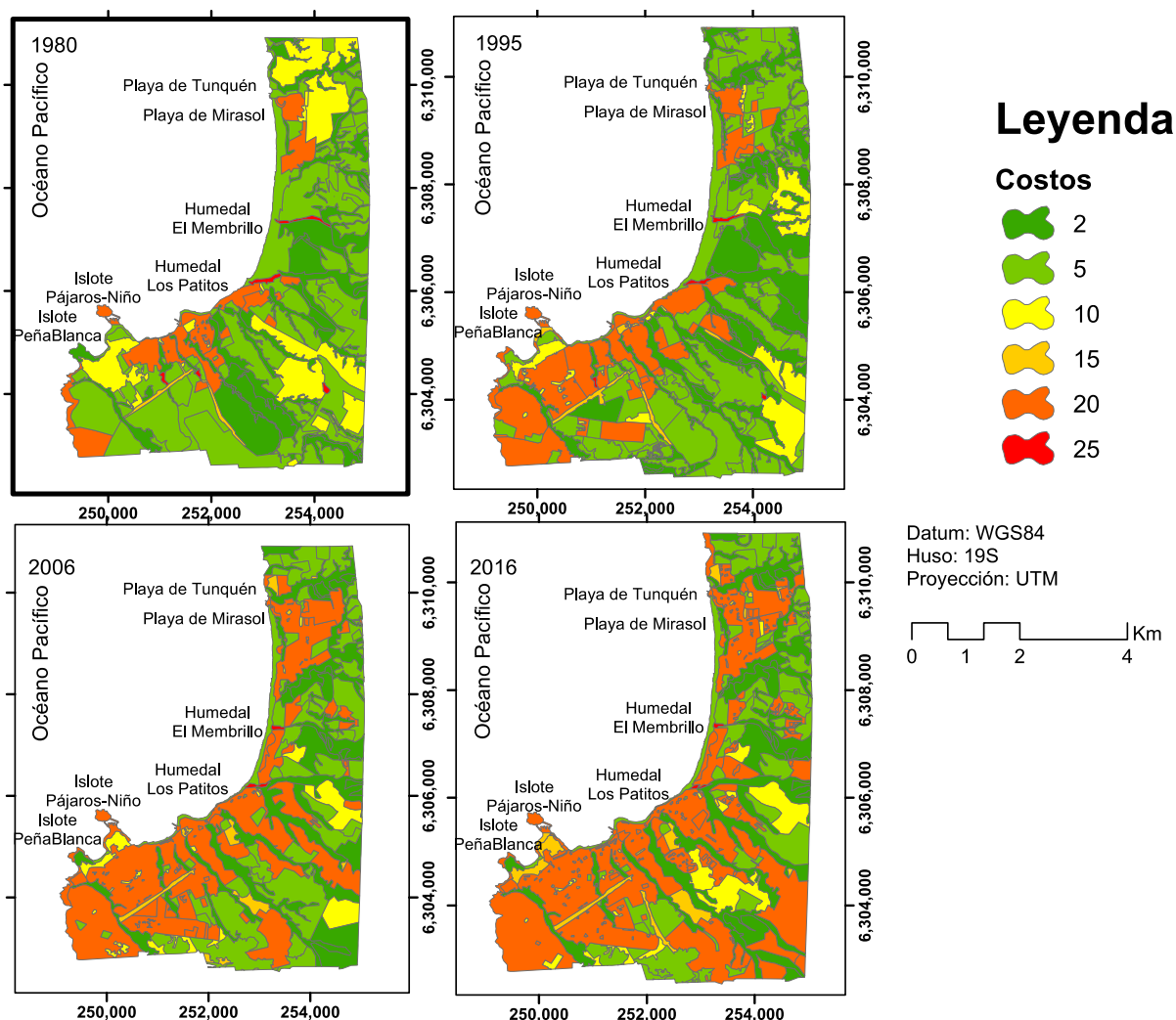
- Valor 5, los que muestran una constante baja de su superficie a lo largo de todo el periodo de estudio. La magnitud de esta disminución es tal que el porcentaje cubierto por este valor de costo paso de ocupar un 46% de la superficie total en el año 1980 a 26,8% en el año 2016.
- Valor 10, presenta una evolución similar a la del caso anterior, donde se presenta una constante disminución de las superficies ocupadas por este valor hasta el año 2006.

Cabe mencionar que dicha disminución de valores de bajo costo tiene directa relación con la evolución de las coberturas de suelo. Se ha visto en apartados anteriores que las coberturas artificiales han aumentado su porcentaje de ocupación, fenómeno que genera la disminución de valores de bajo costo produciendo un aumento en la ocupación de valores de costos altos (Figura N°17), incidiendo negativamente en la conectividad ecológica.

Mientras que, la superficie ocupada por los valores de costo 2 tienden a mantenerse sin grandes variaciones en el tiempo, debido a que las coberturas que componen este costo, no presentan grandes disminuciones de superficie en el tiempo.

De manera similar, que en el caso de la Guiña, se observa para el Zorro culpeo, que las coberturas que presentan un costo bajo de movimiento a la especie mostraron una tendencia a disminuir, mientras que los valores de costo altos mostraron una tendencia hacia el incremento de su superficie. Lo anterior ocurre debido al constante aumento del porcentaje de ocupación de suelo de las coberturas artificiales de tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo. Las que ocuparon espacios previamente cubiertos con coberturas naturales.

Figura N°17: Costos para el Zorro culpeo



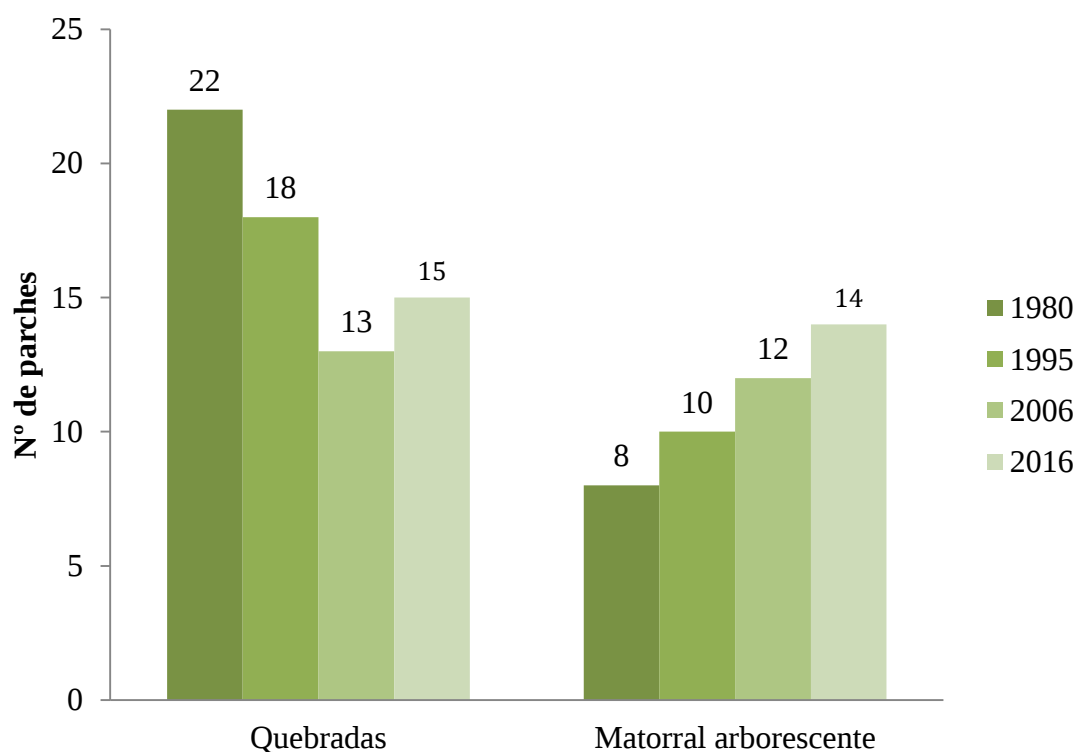
Fuente: Elaboración propia.

4.2.4 Análisis de los nodos

La evolución de los nodos de ambas especies tiene una directa relación con los cambios de cobertura de suelo, pese a esto la escala con la que se realiza el análisis difiere en pos de captar cualquier cambio o perturbación. Pese a que las especies trabajadas poseen requerimientos de hábitat diferentes, coinciden como parche de hábitat los nodos de matorral arborescente, es debido a esto que serán explicados de manera conjunta.

Los nodos compuestos por matorral arborescente, presenta un alza constante en su número de parches desde 1980 a 2016. Por otro lado, el tamaño medio de estos nodos tiende a mantenerse sin grandes cambios a lo largo del tiempo (Figura N°18).

Figura N°18: Evolución de los nodos de la Guiña



Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las quebradas, presentan una disminución en su número de parches hasta el año 2006. Posteriormente en el período 2006-2016 dicho número presenta una ligera alza. De manera similar, el tamaño medio de los parches tiende a aumentar hasta el año 2006., Finalmente, en el período 2006-2016 se observa una leve disminución de su tamaño medio (Tabla N°08).

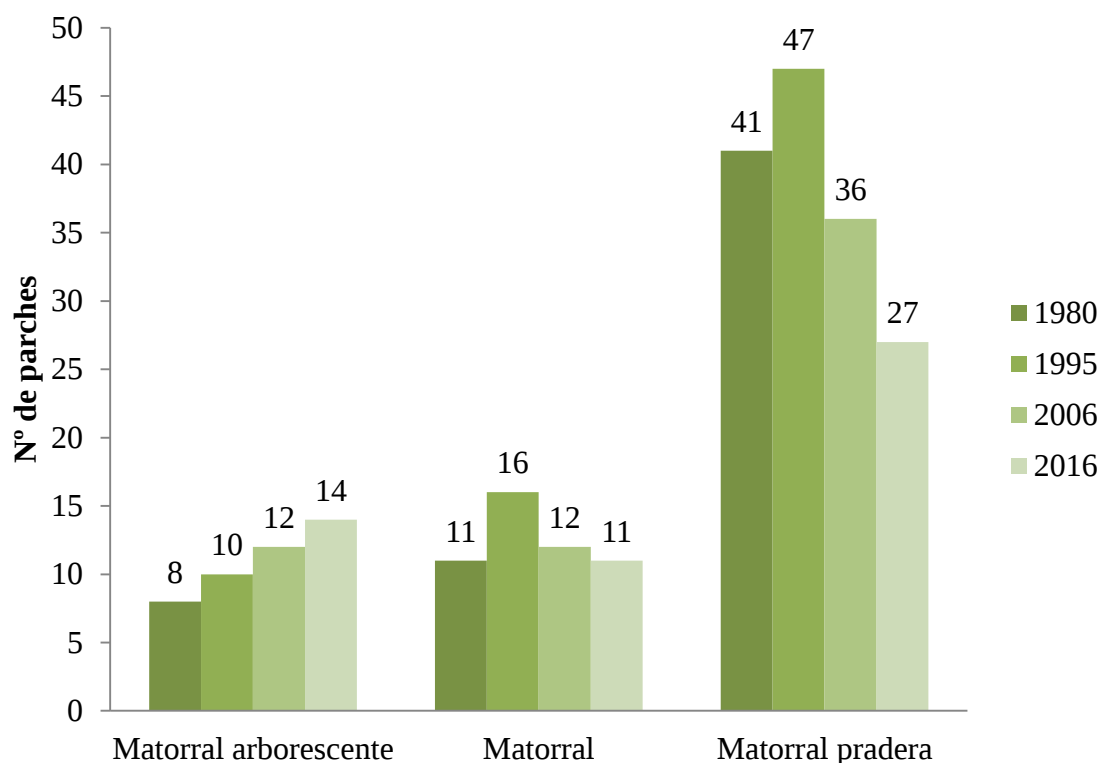
Tabla N°08: Tamaño medio de los nodos en hectáreas

Nodos (cobertura de suelo)	Tamaño medio en ha			
	1980	1995	2006	2016
Quebradas	17,40	26,39	33,28	28,99
Matorral	23,41	13,25	14,03	9,51
Matorral arborescente	4,35	4,21	5,5	5,29
Matorral pradera	12,12	10,00	11,80	8,59

Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la distribución espacial de los nodos de la Guiña, se observa en la Figura N°20 que dichos nodos no han presentado grandes variaciones a través del tiempo. Lo anterior se debe a lo explicado en el apartado 4.1.3.

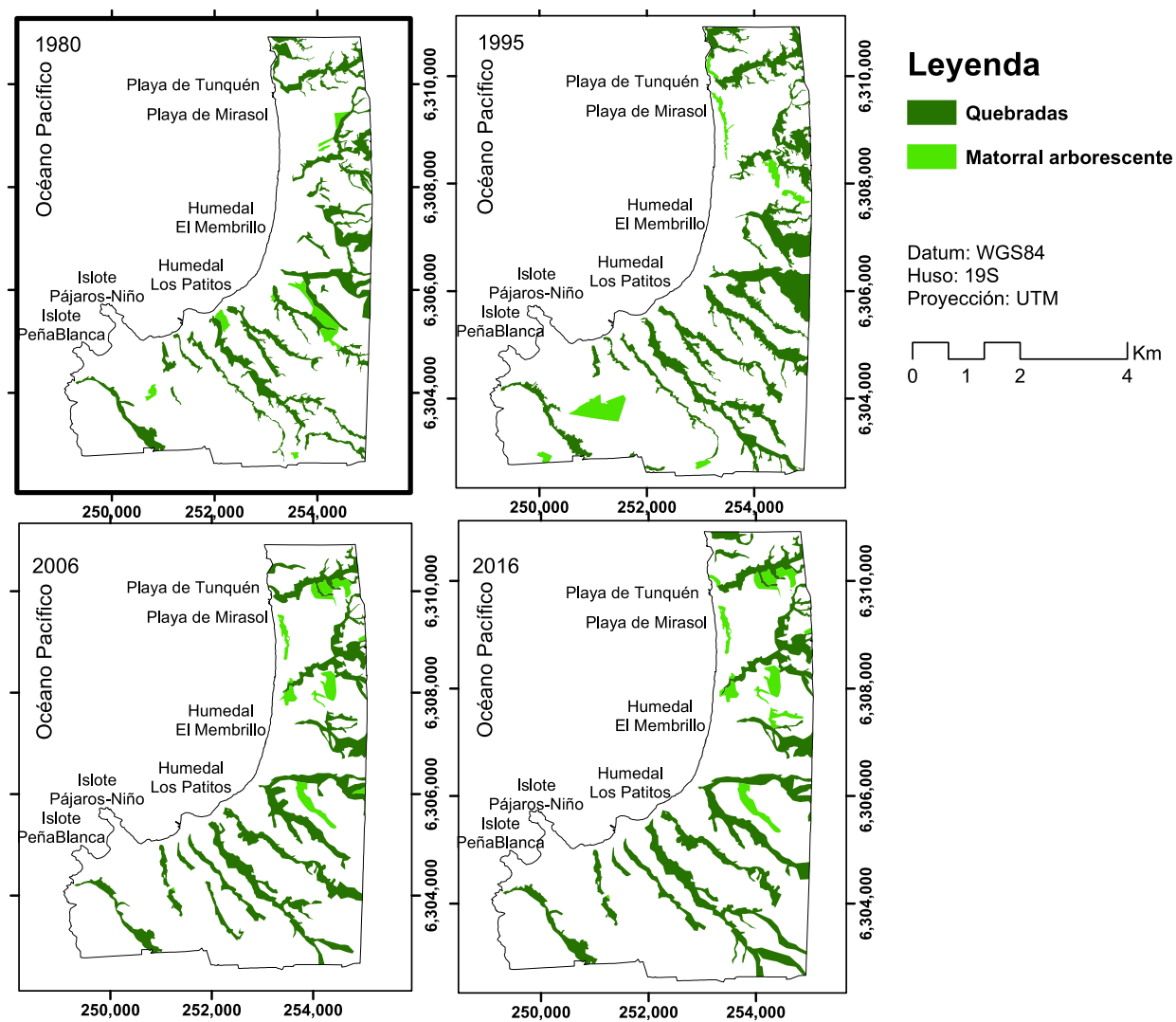
Figura N°19: Evolución de los nodos del Zorro culpeo



Fuente: Elaboración propia.

En el caso del Zorro culpeo, el número de parches de nodos de matorral presentan una leve alza en el período 1980-1995 (Figura N°19), pese a esto tienden a disminuir de manera mesurada desde el año 1995 en adelante, alcanzando el mismo número de parches que en el año 1980.

Figura N°20: Nodos de la Guiña

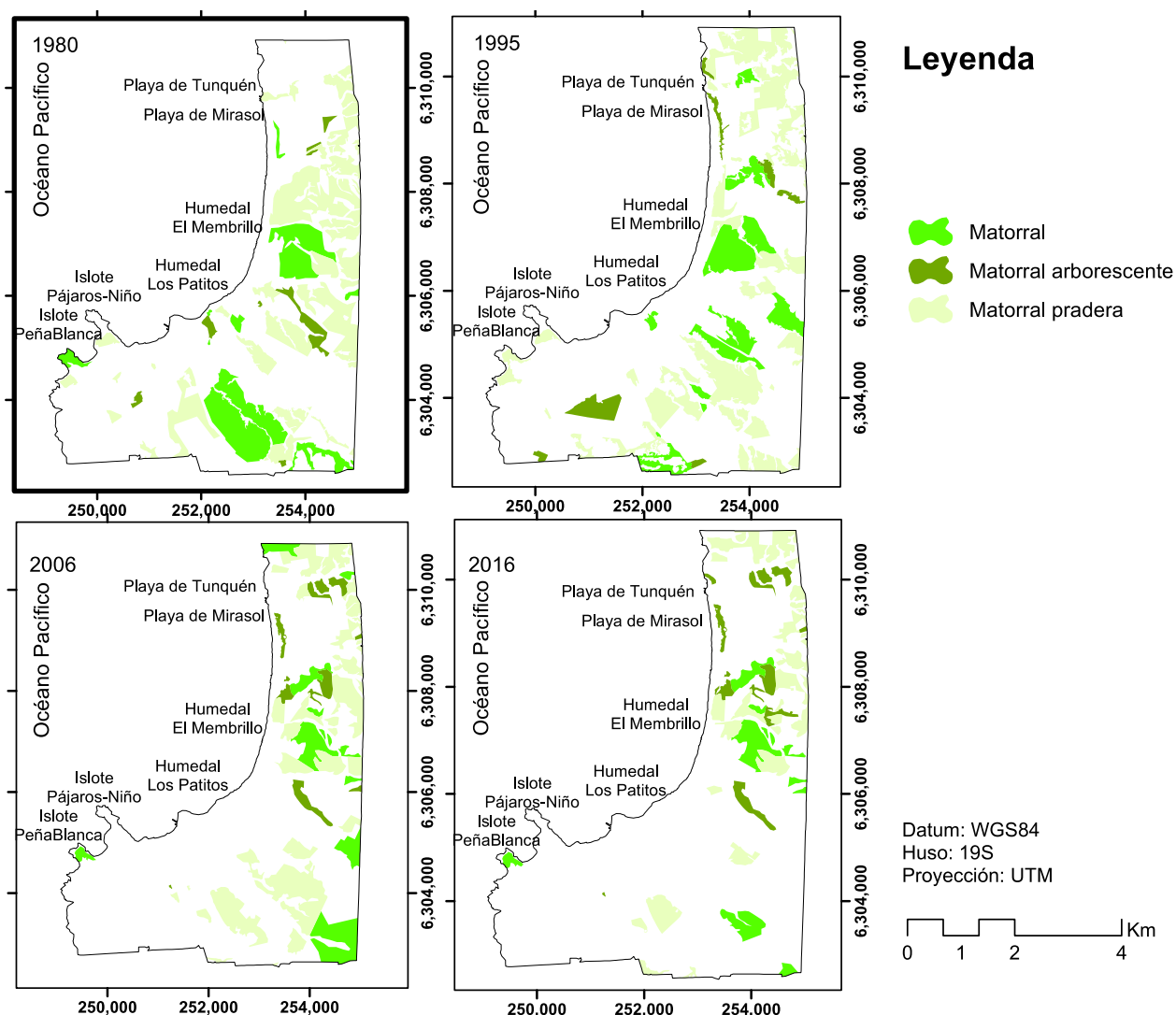


Fuente: Elaboración propia

Mientras que el tamaño medio de sus parches (Tabla N°08) disminuye de manera drástica en el período 1980-1995, en los períodos posteriores continúa la disminución, pero de manera menos abrupta. Situación similar ocurre con el número de parches de matorral pradera, los que muestran una leve alza entre el año 1980 a 1995 para luego comenzar un proceso de disminución constante. En cuanto al comportamiento del tamaño medio de sus parches este es bastante irregular ya que presenta alzas y bajas a lo largo de los años estudiados. Con respecto a la distribución espacial de dichos nodos, se observa en la Figura N°20 que desde el año 2006 desaparecen los nodos cercanos a la línea de costa en la zona que va desde el humedal Los Patitos hacia el sur. Esto se debe al aumento de la matriz urbana, la que se ha expandido de manera intensa en dicha zona.

En síntesis, se observó que los nodos de la Guiña presentaron una leve tendencia hacia el alza en número y tamaño medio. Mientras que en el caso del Zorro culpeo los nodos de matorral pradera presentaron una constante disminución, tanto en número como en el tamaño medio de los nodos. Cabe destacar que, en el caso de la Guiña la distribución espacial de los nodos tendió a mantenerse sin grandes variaciones. Debido a que un porcentaje importante de dichos nodos están compuestos por quebradas, que como ya se ha mencionado no han variado en su porcentaje de ocupación del suelo. Por otro lado, en el caso del Zorro culpeo los cambios de cobertura de suelo afectaron de gran manera la distribución espacial de sus nodos. Se observa en la Figura N°21, que el área hacia el sur del humedal Los Patitos es la más afectada, donde producto de la constante expansión de tejidos urbanos continuos y discontinuos muchas coberturas designadas como nodos desaparecieron.

Figura N°21: Nodos del Zorro culpeo



Fuente: Elaboración propia.

4.2.5 Evolución de los nodos para la Guiña.

Para la Guiña los nodos están compuestos por las coberturas de suelo de quebradas y matorral arborescente.

Las quebradas, presentaron un comportamiento variado en cuanto a su superficie. En un principio, se observó un alza de superficie durante el periodo 1980-1995. Continuando, el periodo 1995-2006, con una disminución de superficie. Finalmente, en el periodo 2006-2016 se produjo una leve alza en el periodo 2006-2016 (Figura N°13). Dichos cambios se produjeron por cambios de coberturas de suelo, en la Tabla N°09 se presentan la secuencia de cambio en los tres periodos descritos anteriormente.

En el periodo 1980-1995, años en los que las quebradas aumentaron su superficie, las principales coberturas de suelo que se convirtieron a quebradas son las de plantaciones (16,4 ha), matorral pradera (48,5 ha), matorral (17,5 ha) y, en menor medida, los cultivos de secano (6,8 ha). Por otro lado, en el periodo 1995-2006, fueron las quebradas las que cedieron superficie a otras coberturas. Donde se transformaron principalmente hacia matorral (28,9 ha), tejido urbano discontinuo (21,6 ha), matorral con suculenta (11,3 ha), matorral arborescente (10,3), plantaciones (3,1 ha) y matorral pradera (2 ha). Finalmente, se produce una leve alza de superficie en el periodo 2006-2016, donde las coberturas que se convirtieron a quebradas son las de matorral (26,1 ha) y las de matorral pradera (10,9 ha).

Tabla N°09: Principales coberturas de suelo que se transformaron a quebradas

Quebradas					
1980-1995		1995-2006		2006-2016	
Se transformó desde		Se transformó a		Se transformó desde	
Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha
Plantaciones	16,4	Matorral	28,9	Matorral	26,1
Matorral	17,5	Matorral arborescente	10,3	Matorral pradera	10,9
Matorral pradera	48,5	Matorral con suculenta	11,3		
Cultivos	6,8	Matorral pradera	2,0		
		Plantaciones	3,1		
		Tejido urbano discontinuo	21,6		

Fuente: Elaboración propia.

A diferencia del irregular comportamiento de las quebradas, las coberturas de matorral arborescente (nodos para la Guiña y Zorro culpeo) presentaron una leve pero constante tendencia al alza. La cobertura que se convirtió en matorral arborescente fue

principalmente la de plantación (25,2 ha). En el siguiente periodo, 1995-2006, la cobertura que más aportó a esta transformación fue la de quebradas (9,1 ha) (Tabla N°10).

Tabla N°10: Principales coberturas de suelo que se transformaron a matorral arborescente

Matorral arborescente					
Se transformó desde		Se transformó desde		Se transformó desde	
1980-1995		1995-2006		2006-2016	
Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha
Plantaciones	25,2	Quebradas	9,2	Quebradas	1,8

Fuente: Elaboración propia.

4.2.6 Evolución de los nodos para el Zorro culpeo

Para el Zorro culpeo los nodos están compuestos por las coberturas de suelo de matorral, matorral arborescente y matorral pradera. Cabe mencionar que la evolución de los nodos de matorral arborescente fue descrita en el apartado 4.2.5.

En el caso de los nodos de matorral, se observa en la Tabla N°11 que en el periodo 1980-1995 esta cobertura se transformó principalmente a terrenos abandonados (80,9 ha) y a quebradas (18,1 ha). Cabe destacar que, en el periodo 1995-2006 no se advierten grandes cambios de superficie, por lo tanto, no se detallará en la evolución de sus componentes. Finalmente, en el periodo 2006-2016 se aprecia que la cobertura de matorral cambió principalmente hacia tejido urbano discontinuo (37,6 ha) y hacia quebradas (24,18 ha). Con lo anterior, se evidencia el impacto del crecimiento de las coberturas artificiales que han producido la pérdida de estos nodos (Tabla N°11). .

Tabla N°11: Principales coberturas de suelos que se transformaron desde matorral

Matorral			
Se transformó a		Se transformó a	
1980-1995		2006-2016	
Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha
Quebradas	18,1	Quebradas	24,18
Terrenos abandonados	80,9	Tejido urbano discontinuo	37,6

Fuente: Elaboración propia.

El comportamiento de la cobertura de matorral pradera indica una constante disminución en su superficie y, por tanto, una conversión de espacios hacia otros tipos de

coberturas (Tabla N°12). Durante el primer periodo, 1980-1995, se observa que esta cobertura se transformó principalmente a terrenos abandonados (52,0 ha), quebradas (48,5 ha) y tejido urbano continuo (24,3 ha). Más adelante, en el periodo 1995-2006, las transformaciones principales fueron hacia las coberturas de tejido urbano discontinuo (52,6 ha), tejido urbano continuo (29,1 ha), zonas con escasa vegetación (15,4 ha), matorral arborescente (14,3 ha) y matorral con suculenta (10 ha). Por último, en el periodo 2006-2016, se aprecia que la cobertura de matorral cambio a tejidos urbanos discontinuos (76,8 ha), cultivos de secano (47,1 ha), plantaciones (27,4 ha) y matorral (17,8 ha). Lo anterior muestra el fuerte impacto territorial que ha generado la urbanización. Proceso que, en este caso, está relacionada con el aumento de las coberturas de tejido urbano continuo y tejido urbano discontinuo, que a través del tiempo han aumentado su ocupación del territorio. Esto ha disminuido la cantidad de hectáreas de coberturas naturales.

Tabla N°12: Principales coberturas de suelo que se transformaron desde matorral pradera

Matorral pradera					
1980-1995		1995-2006		2006-2016	
Se transformó a		Se transformó a		Se transformó a	
Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha	Coberturas de suelo	ha
Quebradas	48,5	Matorral arborescente	14,3	Cultivos de secano	47,1
Tejido urbano continuo	24,3	Matorral con suculenta	10,0	Matorral	17,8
Terrenos abandonados	52,0	Tejido urbano continuo	29,1	Plantaciones	27,4
		Tejido urbano discontinuo	52,6	Tejidos urbanos discontinuos	76,8
		Zonas con escasa vegetación	15,4		

Fuente: Elaboración propia

4.2.7 Análisis de las conexiones funcionales potenciales

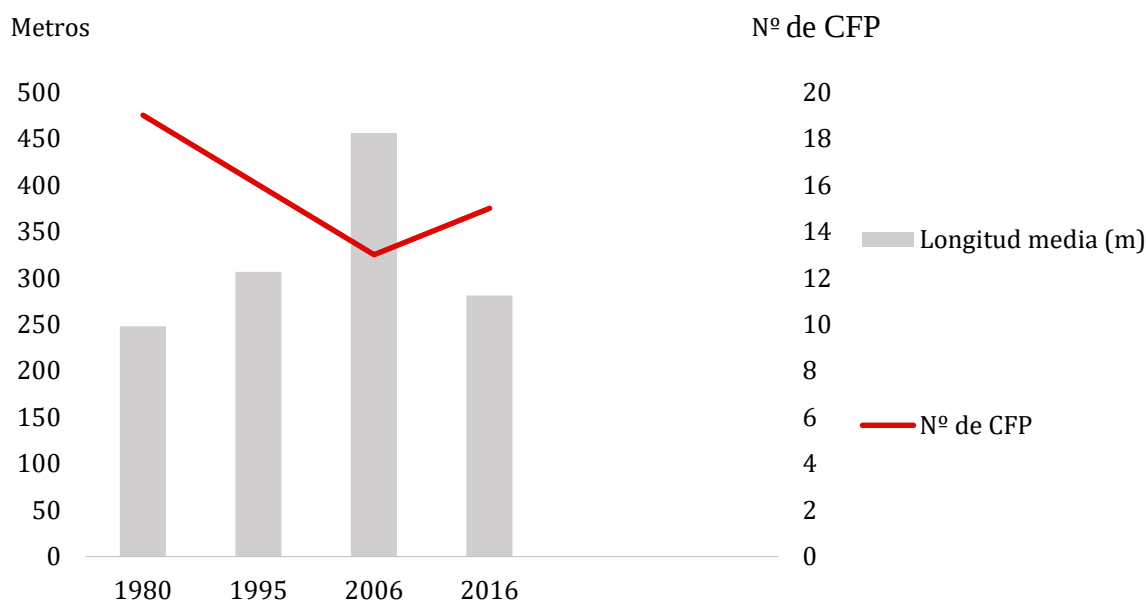
Existen distintas CFP que conectan los diferentes nodos entre sí. La evolución de las métricas de las CFP varía a lo largo del periodo estudiado. Debido a que, esta evolución tiene una relación directa con los cambios ocurridos en las coberturas de suelo y, por lo tanto, varía según la especie. A causa de lo descrito anteriormente, es que se revisarán estas evaluaciones de manera separada entre la Guiña y el Zorro culpeo.

4.2.8 Evolución de las CFP de la Guiña

En el caso específico de la Guiña se observa una baja constante en el número de conexiones funcionales potenciales desde el año 1980 al 2006, pasando de 19 CFP a 16 en 1995 y 13 en el 2006 (Figura N°21). Finalmente, se presentó una leve alza en el periodo 2006-2016 alcanzando un total de 15 CFP (ibis). Pese a dicho incremento la tendencia general indica un decaimiento en el número de dichas rutas.

Con respecto a la longitud media, se produjo un aumento constante en la longitud media de las CFP desde el año 1980 al año 2006. Durante el año 1980 la longitud media fue de 248,0m, la cual aumentó a 306,4m en el año 1995. Este aumento continuo hacia el año 2006, con un promedio de 455,8m. Finalmente, en el año 2016, se observa una disminución de la longitud media de las CFP, la cual descendió hasta los 280,9m (Figura N°21).

Figura N°22: Gráfico de longitud y número de CFP para la Guiña



Fuente: Elaboración propia.

Dando cuenta que a medida que disminuye la cantidad de las CFP aumenta la longitud media de dichas conexiones. El aumento en la longitud media se debe, como se mencionó en el apartado 4.2.2, al aumento de las coberturas con costos 25 (Figura N°15), lo que forzó a las CFP a recorrer una mayor distancia en búsqueda de coberturas con menor costo. En síntesis, se observó que hasta el año 2006 las CFP disminuyeron en cantidad y aumentaron en su longitud media. Mientras que, en el año 2016 al aumentar el número de CFP, disminuyó

la longitud media. Lo anterior es debido a los cambios en las coberturas de suelo ocurridos en el año 2016, esto será explicado en los párrafos posteriores.

Además, se consideró en el análisis de las CFP el efecto del paisaje y sus distintas coberturas de suelo, entendiéndose dicho espacio como una matriz que va evolucionando y modificando las CFP. Debido a que, con el paso del tiempo y la transformación del paisaje, las CFP varían sus rutas y, por lo tanto, las coberturas de suelo que son cruzadas difieren año a año. De esta forma, se observa en la Tabla N°13 que en el año 1980 los CFP cruzaron principalmente sobre tres coberturas de suelo: plantaciones (38%), matorral pradera (32,1%) y terrenos abandonados (11,8%). Revelándose una fuerte predominancia de preferencia de los CFP por cruzar coberturas naturales.

Posteriormente en el año 1995, son tres las coberturas de suelo cruzadas: plantaciones (44,6%), matorral pradera (14,8%) y matorral (13,3%), al igual que el año anteriormente estudiado, se revela una preferencia de los CFP por cruzar coberturas de suelo con tipologías naturales.

Asimismo, en el 2006, tres son las coberturas de suelo cruzadas: plantaciones (45,9%), matorral (17,3%) y matorral pradera (12,0%), manteniéndose la tendencia de que los CFP cruzan principalmente por sobre coberturas de suelo naturales.

Finalmente, en el año 2016 son cinco las coberturas de suelo cruzadas por los CFP, siendo el periodo que presenta una mayor cantidad de coberturas de suelo predominantes, estas son: tejidos urbanos continuos (18,2%), matorral (17,8%), terrenos abandonados (14,9%), plantaciones (13,8%) y matorral pradera (12,8%). La tendencia cambia en relación a los años anteriores, revelándose que los CFP no presentan una preferencia por coberturas de suelo naturales, dicho fenómeno tiene estrecha relación con los cambios de coberturas de suelo analizados en apartados anteriores, se ahondara en este tema más adelante.

Los cambios en el paisaje han modificado las CFP que conectan los nodos. Los años 1980, 1995 y 2006 poseen una clara tendencia de cruzar coberturas naturales. Mientras que, en el año 2016 la tendencia cambia y más de un tercio de las CFP cruza sobre coberturas artificiales. Como se mencionó anteriormente, los CFP han visto modificadas sus rutas tanto en su número total, longitud y coberturas cruzadas esta última variable tiene una gran importancia en la calidad de la conexión funcional potencial. La Figura N°22 muestra el porcentaje de longitud total de los CFP y los diferentes costos que estos cruzan en cada año.

Tabla N°13: Coberturas de suelo predominantes cruzadas por los CFP en cada año de la Guiña

Año	Coberturas de suelo	% predominantes
1980	Matorral pradera	32,1
	Plantaciones	38,0
	Terrenos abandonados	11,8
1995	Matorral	13,3
	Matorral pradera	14,8
	Plantaciones	44,6
	Tejido urbano continuo	16,4
2006	Matorral	17,3
	Matorral pradera	12,0
	Plantaciones	45,9
2016	Matorral	17,8
	Matorral pradera	12,8
	Plantaciones	13,8
	Tejido urbano continuo	18,2
	Terrenos abandonados	14,9

Fuente: Elaboración propia.

Los cambios de las coberturas de suelo cruzadas por las CFP modifican los costos cruzados demostrando los efectos de dichos cambios.

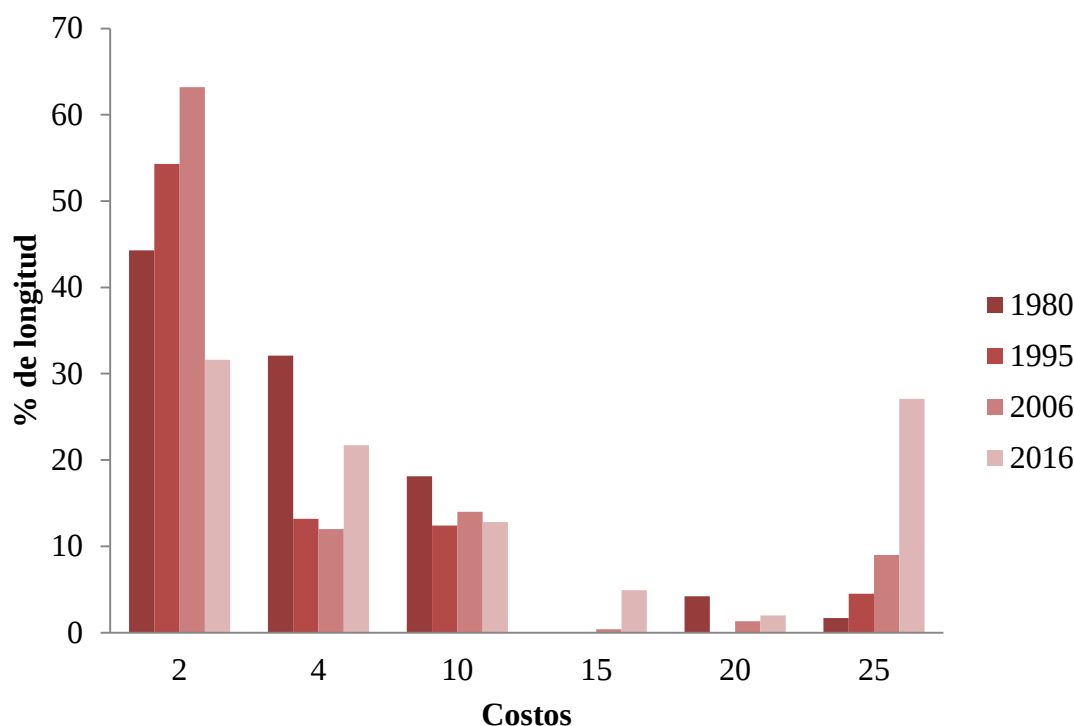
Los valores de costo 25 presentan un incremento leve pero constante desde el año 1980 (1,7%), al año 1995 (4,5%), al año 2006 (9%). Finalmente, en el año 2016 (27,1%) se observa un alza importante, donde el porcentaje de las CFP que cruzan coberturas con costo 25 representa casi un tercio de la longitud total.

En relación con los costos de valor 2, se presenta un aumento en el porcentaje de las rutas que cruzan coberturas con estos costos desde el año 1980 (44,3%) al año 1995 (54,3%), este incremento continuo hasta el año 2006 (63,2%). En el último año, 2016, se observa una abrupta disminución (31,6%).

Con respecto a los costos 4, se presenta una fuerte disminución desde el año 1980 (32,1%) al año 1995 (13,2%) que continua hasta el año 2006 (12%); en el último año 2016 (12,8%) el porcentaje se mantiene.

Los costos 10, presentan una baja entre el año 1980 (18,1%) al año 1995 (12,4%), posteriormente desde el año 1995 al año 2006 (14%) y más adelante, al año 2016 (21,7%) se observa un aumento continuo.

Figura N°23: Evolución de las CFP en relación con los costos de coberturas de suelo que cruzan de la Guiña

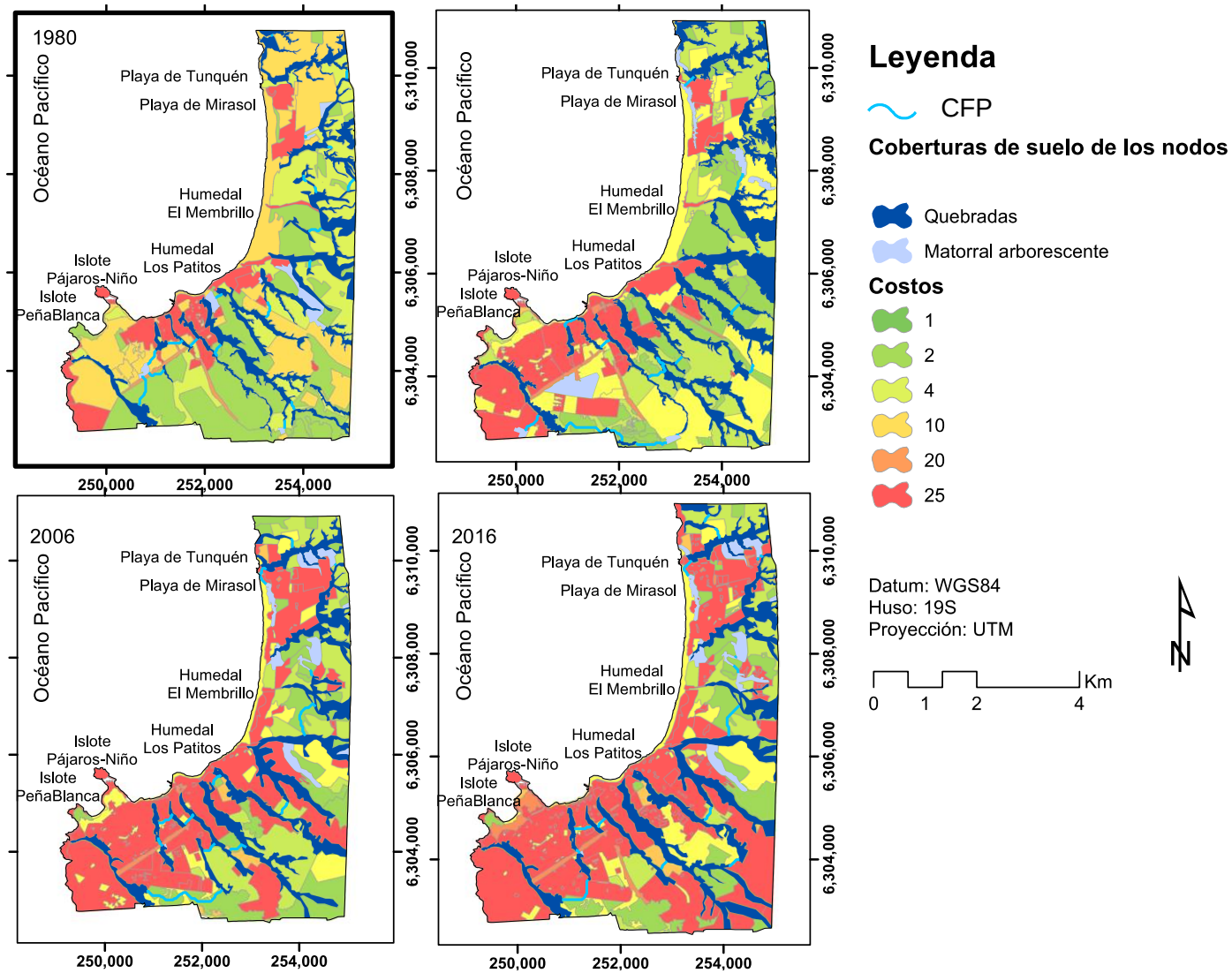


Fuente: Elaboración propia.

Debido a que los valores 15 y 20 no superan el 5% durante todo el periodo de estudio no se entrará en el detalle de su evolución.

Cabe mencionar que dicha disminución en las coberturas con bajo costo tiene explicación en la manera en que las coberturas de suelo fueron cambiando en el tiempo. Como se mencionó en el apartado 4.2.1 durante el año 1980 las coberturas naturales cubren aproximadamente un 90% del área de estudio. Situación similar ocurre en el año 1995, donde más de un 80% del área de estudio se encontraba ocupada por coberturas naturales. Mientras que, en el año 2006 el porcentaje de ocupación de las coberturas artificiales se incrementa cubriendo sobre el 35% del área de estudio. Finalmente, en el año 2016 se observó que las coberturas artificiales ocuparon un 50% del área de estudio, concentrándose con mayor intensidad en la zona sur del humedal El Membrillo.

Figura N°24: Evolución de las CFP de la Guiña



Fuente: Elaboración propia

En la Figura N°23 se observan los nodos, las CFP y los costos que estas cruzan. Con respecto a su distribución, se ve que la zona hacia el sur del humedal El Membrillo fue la más afectada, debido a que como se menciona anteriormente, esta zona es donde las coberturas de tejido urbano continuo y discontinuo, se expanden con mayor intensidad.

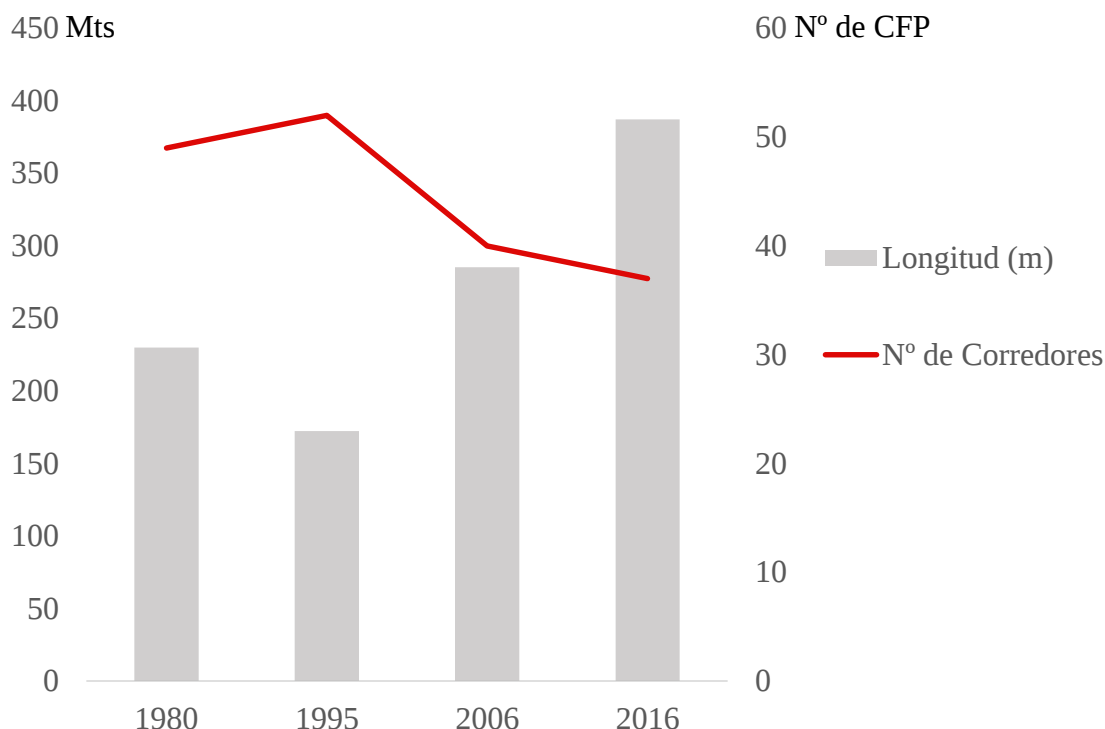
Finalmente, se observó que en el periodo 1980-2006, la longitud de las rutas aumento de forma constante y de manera inversa su número de CFP disminuyó. Además, durante dicho periodo las CFP comenzaron cada vez más a cruzar coberturas con costo 25. Por otro lado, en el periodo 2006-2016, se observó que la longitud media de las CFP disminuyó y de forma inversa su número de CFP aumentó. Cabe destacar que, durante este periodo, las CFP triplicaron su porcentaje que cruza coberturas con costo 25. Se observó que a través del tiempo las CFP han aumentado su porcentaje de longitud que cruza coberturas con alto costo.

4.2.9 Evolución de las CFP del Zorro culpeo

En el caso del Zorro culpeo, es posible observar en la Figura N°24 la evolución de la cantidad de CFP, la cual comienza con una leve alza en el número de CFP entre el año 1980, donde existen 49 CFP, al año 1995 que aumenta hasta 52 CFP. Posteriormente, esta cifra descendió hasta los 40 CFP en el año 2006, finalizando este descenso en el año 2016 con 37 CFP. Por lo tanto, se observa de manera clara, que la tendencia es hacia la disminución de CFP.

De manera inversa, la evolución de la longitud media de los CFP presenta una tendencia general hacia el aumento. Pese a esto, se observa una leve disminución en la longitud media desde el año 1980, que posee una longitud media de 229,9m, al año 1995 que presenta una media de 172,3m; posteriormente se comienza a observar el incremento de los promedios; donde, el año 2006 tiene una media de 285,3m aumentando hasta los 387,2m en el año 2016. Se observa que a medida que el número de CFP disminuye, tiende a aumentar la longitud de dichas rutas, fenómeno que comienza a reproducirse a desde el año 1995 hasta el 2016. Al igual que en el caso de la Guiña, lo mencionado anteriormente aumenta los riesgos potenciales para el Zorro culpeo.

Figura N°25: Gráfico de longitud y número de CFP para el Zorro culpeo



Fuente: Elaboración propia.

Se observa en la Tabla N°14, que en el año 1980 los CFP cruzaron principalmente sobre dos coberturas de suelo: quebradas (65,3%) y terrenos abandonados (11,7%), mostrándose una clara tendencia de preferencia de los CFP por las coberturas naturales. Mientras que en el año 1995 los CFP atraviesan las coberturas de plantaciones (44,6%), tejidos urbanos continuos (16,4%), matorral pradera (14,8%) y matorral (13,3%), al igual que en el caso de 1980, los CFP tienden a pasar en un mayor porcentaje por sobre coberturas naturales. Posteriormente en el año 2006, los CFP cruzan principalmente por plantaciones (45,9%), matorral (17,3%) y matorral pradera (12%), se reitera la clara preferencia de los CFP cruzar sobre coberturas naturales. Finalmente, en el año 2016 los CFP pasan sobre tejido urbano continuo (18,2%), matorral (17,8%), plantaciones (13,8%) y matorral pradera (12,8%), en este último año la tendencia se modifica, aumenta la predominancia de las coberturas artificiales, las que se equiparan con las coberturas naturales.

Tabla N°14: Coberturas de suelo predominantes cruzadas por los CFP en cada año del Zorro culpeo

Año	Coberturas de suelo	% predominantes
1980	Quebradas	65,3
	Terrenos abandonados	11,7
1995	Quebradas	69,3
	Terrenos abandonados	10,8
2006	Quebradas	57,2
	Plantaciones	11,9
2016	Quebradas	63,9
	Plantaciones	10,6

Fuente: Elaboración propia.

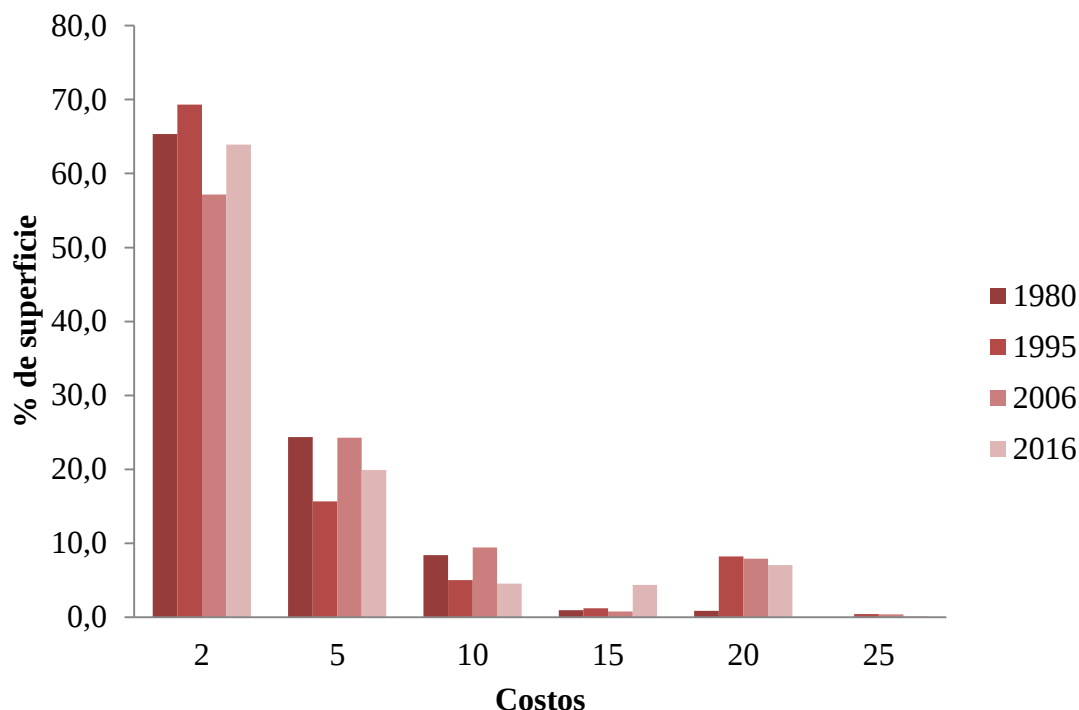
Cabe destacar que hasta el año 2006 los CFP se encontraban cruzando principalmente coberturas naturales, a diferencia del año 2016, donde los porcentajes tienden a equipararse dando una mayor relevancia a las coberturas artificiales (Tabla N°03). Lo que tiene directa relación con la evolución de las coberturas de suelo. Como se mencionó en el apartado 4.2.1, en el año 1980 el paisaje estaba dominado principalmente por coberturas naturales, mientras que, en el año 2016, dicho panorama se modifica y el paisaje pasa a ser dominado por coberturas artificiales. Dicho cambio ocurrió de manera paulatina durante el periodo estudiado.

Como se mencionó en el apartado 4.5.1, las transformaciones en el paisaje afectan a la conectividad funcional, no solo en su número y longitud de CFP, sino que además han cambiado las coberturas de suelo atravesadas y con esto sus costos asociados. En la figura N°25 se observa el porcentaje de la longitud total de los CFP que se encuentra sobre cada valor de costo.

Con respecto a la evolución de los costos que cruzan las rutas en cada año, en el caso de los con valor 2 se observa que existe un leve aumento en el porcentaje de rutas que cruzan coberturas con estos costos desde el año 1980 (65,3%) al año 1995 (69,3%); posteriormente, existe un descenso hacia el año 2006 (57,2%). En el año 2016 (63,9%) se observa un aumento de dicho porcentaje.

En cuanto a los costos 5, se observa que existe una fuerte disminución de este porcentaje entre el año 1980 (24,4%) al año 1995 (15,7%), aumentando a valores similares a los del primer año en el 2006 (24,3%). En el último año, 2016 (19,9%), se presenta una ligera baja.

Figura N°26: Evolución de las CFP en relación con los costos de coberturas de suelo que cruzan del Zorro culepo



Fuente: Elaboración propia.

Los costos 10, muestran una baja entre el año 1980 (8,4%) al año 1995 (5,1%), seguido en el año 2006 (9,4%) se presenta un aumento y finaliza su evolución con una disminución en el año 2016 (4,6%).

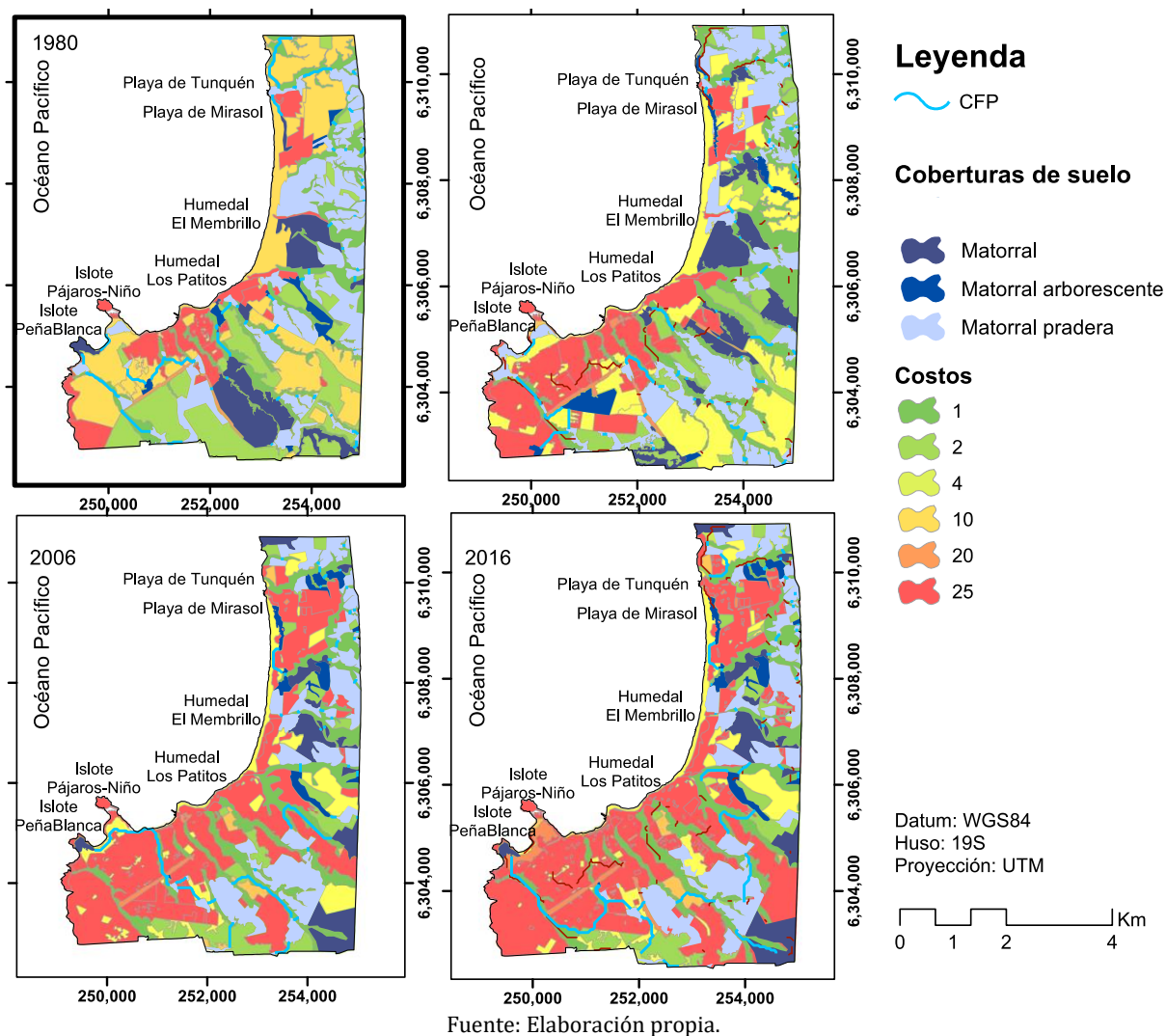
Por último, los valores de costo 20 exponen un fuerte aumento entre el año 1980 (0,9%) al año 1995 (8,2%) en los años 2006 (7,9%) y 2016 (7,1%) este porcentaje tiende a mantenerse sin grandes variaciones. Debido a que los valores 15 y 20 no superan el 5% durante todo el periodo de estudio no se entrará en el detalle de su evolución.

Con respecto a su distribución en el paisaje, se observa en la Figura N° 27 que las CFP cruzan sobre coberturas de bajo costo, debido a que utilizan en gran medida las quebradas (Tabla N°14). Además, se evidencia el constante aumento de longitud sufrido por las CFP.

En síntesis, se observó que durante el periodo 1980-2016 ocurrió un aumento constante en la longitud de las CFP donde, de manera inversa, el número de CFP tendió a disminuir. Con respecto a las coberturas que cruzan las CFP, destaca que durante los cuatro

años las CFP cruzan en más de un 55% por sobre coberturas naturales y de bajo costo. Lo anterior se debe a que, como se observa en la Tabla N°14, las CFP del Zorro culpeo tendieron a ocupar en mayor medida las quebradas. Como se mencionó en el apartado 4.2.2, las quebradas mantuvieron a través del tiempo su ocupación del paisaje.

Figura N°27: Evolución de las CFP para el Zorro Culpeo



4.2.10 Nodos y CFP más relevantes para el sistema de conectividad de paisaje para la Guiña.

En la Tabla N°16 se observa que en el caso de la Guiña los nodos más relevantes en la conectividad ecológica durante todos los años son quebradas. Asimismo, se observa la superficie media de dichos nodos se mantiene sin variaciones en el periodo 1995-2016.

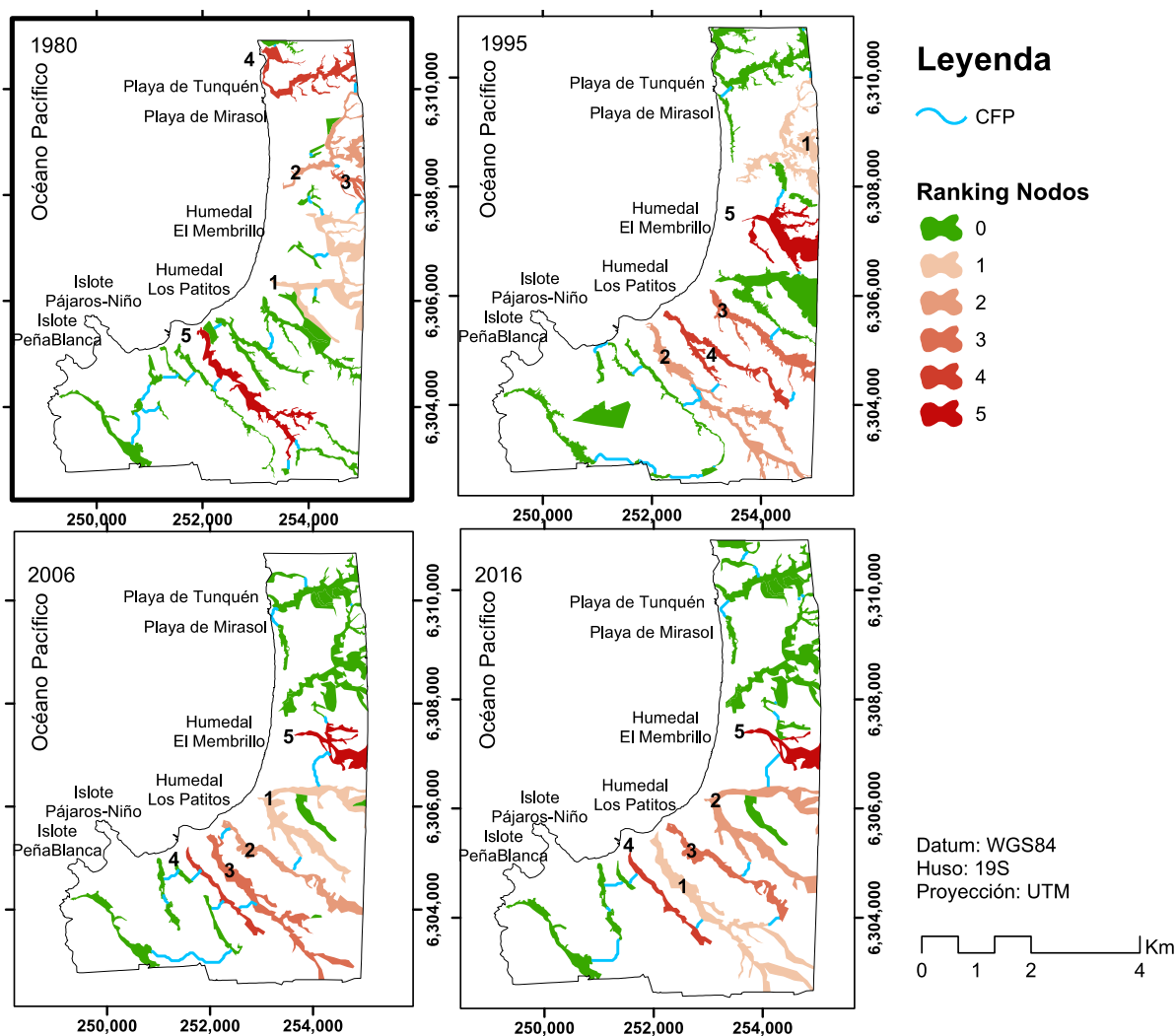
Si bien año a año varían los nodos más relevantes, cabe destacar las quebradas de Las Casas, Los Claveles, La Finca y San Jerónimo, ya que dichos nodos son relevantes para mantener la conectividad ecológica durante todos los años (Figura N°28). Cabe destacar que en el año 1980 los nodos más relevantes se encontraban en la zona hacia el norte del humedal Los Patitos. Pero esto se modifica, y en el año 1995, los nodos más relevantes se distribuían en el centro del área de estudio entre el Islote Pájaros-niño hasta la playa Mirasol. Finalmente, destaca que durante el año 2006 y 2016 los nodos más importantes se localizan en la zona hacia el sur del humedal El Membrillo hasta el Islote Pájaros-niño.

Tabla N°15: Nodos más relevantes para la conectividad del paisaje de la Guiña

Año	Ranking	dIIC	Tipo de cobertura de suelo	Superficie (ha)	Superficie media (ha)
1980	1	46,4	Quebradas	88,1	46,96
	2	29,2	Quebradas	39,6	
	3	22,1	Quebradas	11,6	
	4	21,8	Quebradas	44,2	
	5	16,5	Quebradas	51,3	
1995	1	42,8	Quebradas	59,5	56
	2	36,8	Quebradas	78,5	
	3	36,3	Quebradas	45	
	4	33,6	Quebradas	40	
	5	22,7	Quebradas	57	
2006	1	47,2	Quebradas	85,5	53,7
	2	43	Quebradas	52,5	
	3	41,9	Quebradas	71,4	
	4	19,6	Quebradas	21	
	5	16,3	Quebradas	38,5	
2016	1	49,6	Quebradas	92,2	54,3
	2	44,1	Quebradas	85,9	
	3	37,9	Quebradas	40,5	
	4	16,1	Quebradas	21,5	
	5	12,1	Quebradas	31,8	

Fuente: Elaboración propia.

Figura N°28: Nodos más relevantes para el sistema de conectividad de la Guiña



Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a los CFP de la Guiña, se aprecia en la tabla N°16 que los CFP más relevantes para la conectividad del paisaje conectan solo coberturas de suelo de quebradas. Además, cabe destacar que, la longitud media de los CFP más importantes en la conectividad del paisaje muestra un alza constante en el periodo 1980 a 2006. Mientras que, en el periodo 2006-2016 se observa una baja en la longitud media de dichos CFP, pese a esto el valor de esta medida continúa siendo superior a la de los años 1980 y 1995.

Cabe destacar que, en el año 1980 los tres CFP que se encuentran en los primeros lugares del ranking, y por lo tanto poseen una mayor importancia en la conectividad del paisaje, conectan entre si cuatro de los cinco nodos identificados como más relevantes para la conectividad. Mientras que, en los años 1995, 2006 y 2016 se observa que cuatro de los

cinco corredores más importantes para la conectividad se encuentran conectando entre si a alguno de los cinco nodos más relevantes.

Tabla N°16: CFP más relevantes para la conectividad del paisaje de la Guiña

Año	Ranking	dIIC	Tipo de cobertura de suelo que conecta	Longitud (mts)	Longitud media (mts)
1980	1	19	Quebradas-Quebradas	289,7	220,16
	2	18,2	Quebradas-Quebradas	104,5	
	3	14,7	Quebradas-Quebradas	192,4	
	4	6,4	Quebradas-Quebradas	302,1	
	5	4,5	Quebradas-Quebradas	212,1	
1995	1	25,3	Quebradas-Quebradas	272,1	299
	2	24,7	Quebradas-Quebradas	217,2	
	3	23,1	Quebradas-Quebradas	199,7	
	4	17	Quebradas-Quebradas	52,2	
	5	10,9	Quebradas-Quebradas	754,2	
2006	1	27,4	Quebradas-Quebradas	302,1	454,8
	2	27	Quebradas-Quebradas	302,1	
	3	16,7	Quebradas-Quebradas	408,9	
	4	13,4	Quebradas-Quebradas	941,5	
	5	8,7	Quebradas-Quebradas	319,7	
2016	1	26,8	Quebradas-Quebradas	259,7	346,6
	2	25,6	Quebradas-Quebradas	319,7	
	3	14,3	Quebradas-Quebradas	199,7	
	4	10,3	Quebradas-Quebradas	711,8	
	5	8,3	Quebradas-Quebradas	242,1	

Fuente: Elaboración propia.

4.2.11 Nodos y CFP más relevantes para el sistema de conectividad de paisaje para el Zorro culpeo.

Se observa en la tabla N°18 que en el año 1980, 1995, 2006 y 2016 los nodos más relevantes para la conectividad de paisaje están compuestos por tres coberturas: matorral pradera y matorral y matorral arborescente. Con respecto a la superficie media abarcada por dichos nodos, se aprecia una constante disminución de esta medida, finalizando con una disminución de cinco veces la superficie promedio entre el año 1980 y el año 2016.

A diferencia de lo ocurrido con la Guiña, en el caso del Zorro culpeo los nodos más relevantes para el sistema de conectividad no coinciden en ninguno de los años que componen el periodo de estudio (Figura N°29). De manera similar, se observa que la

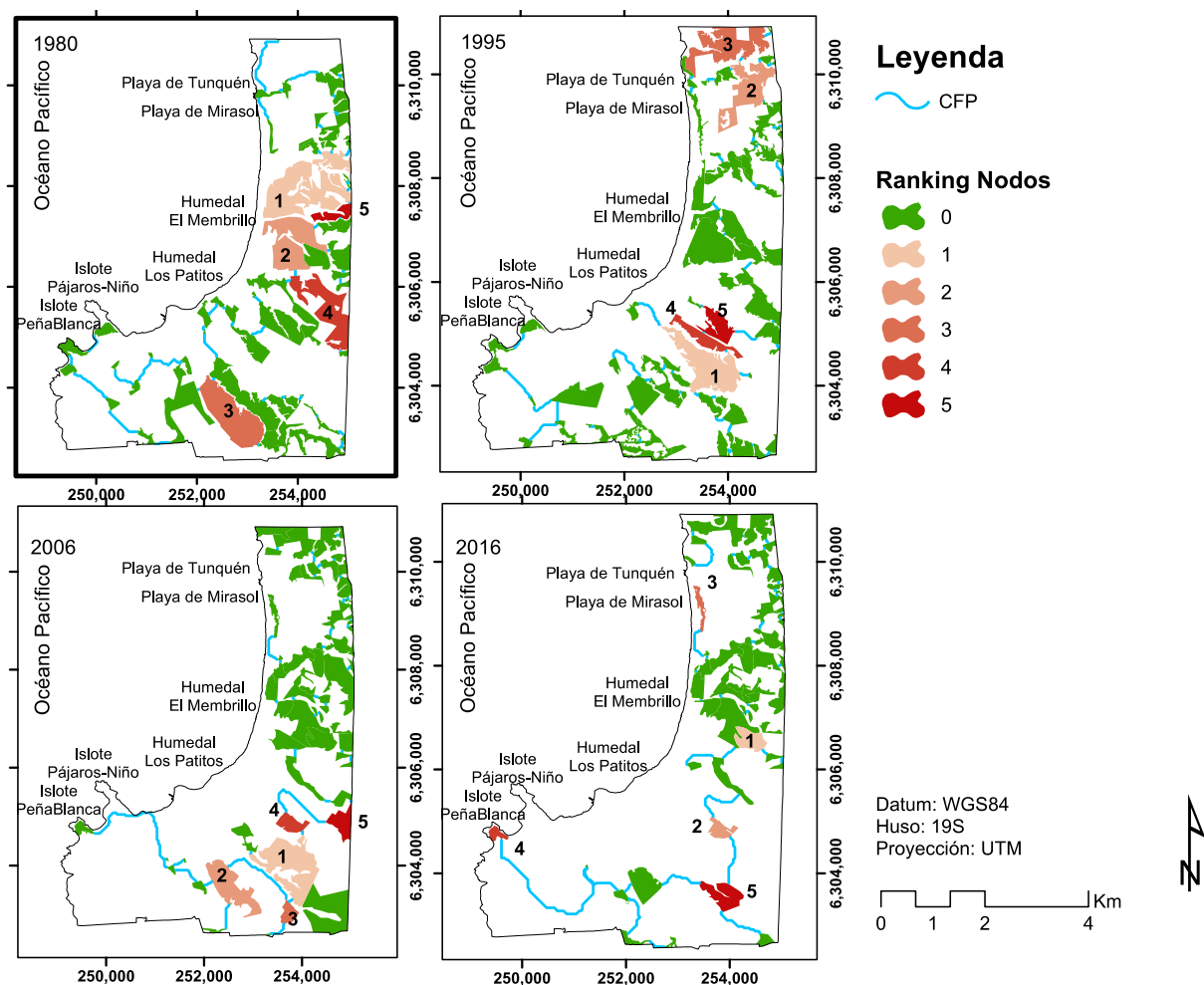
distribución de los nodos más relevantes no presenta una tendencia a ubicarse en alguna zona específica del área de estudio.

Tabla N°17: Nodos más relevantes para la conectividad del paisaje del Zorro culpeo

Año	Ranking	dIIC	Tipo de cobertura de suelo	Superficie (ha)	Superficie promedio (ha)
1980	1	38,1	Matorral pradera	125,3	72,9
	2	31,1	Matorral	75,5	
	3	22,5	Matorral	83,4	
	4	20,5	Matorral pradera	67,3	
	5	18,7	Matorral pradera	13,4	
1995	1	27	Matorral pradera	76,5	48,8
	2	20,5	Matorral pradera	56,2	
	3	18,5	Matorral pradera	66	
	4	14	Matorral	22,2	
	5	11,3	Matorral	23,3	
2006	1	50,7	Matorral pradera	90,5	37,9
	2	23,7	Matorral pradera	52,6	
	3	19,7	Matorral pradera	11,2	
	4	17,8	Matorral pradera	15,5	
	5	14,2	Matorral	19,7	
2016	1	28,3	Matorral pradera	19,1	14,2
	2	19,2	Matorral pradera	12,3	
	3	15	Matorral arborescente	7,6	
	4	10,4	Matorral	6	
	5	9	Matorral	26,1	

Fuente: Elaboración propia.

Figura N°29: Nodos más relevantes para el sistema de conectividad del Zorro culpeo



Fuente: Elaboración propia.

A diferencia a lo que ocurre con la Guña, los corredores más importantes para la conectividad de paisaje no se encuentran conectando solo una tipología de suelo, sino que, en este caso, se observa que conectan en proporciones similares las tres tipologías asignadas a los nodos (Tabla N°19). En cuanto a la longitud media de dichos corredores, se aprecia en la tabla N°18, que desde el año 1980 al año 2006 existe un constante aumento de la longitud media, siendo notablemente elevado en el periodo 1995-2006. Posteriormente, en el periodo 2006-2016, se observa una baja en comparación al periodo anterior, pese a esto la distancia existente en el año 2016 es considerablemente superior a la presente en los años 1980 y 1995.

Tabla N°18: CFP más relevantes para la conectividad del paisaje del Zorro culpeo

Año	Ranking	dIIC	Tipo de cobertura de suelo que conecta	Longitud (mts)	Longitud media (mts)
1980	1	17	Matorral pradera-matorral pradera	30	70,9
	2	16,7	Matorral pradera-matorral	114,8	
	3	16,4	Matorral pradera-matorral pradera	30	
	4	14,4	Matorral pradera-matorral	120	
	5	10,7	Matorral-Matorral	60	
1995	1	11,1	Matorral pradera-matorral	42,4	92,8
	2	10,2	Matorral pradera-matorral pradera	84,8	
	3	8,8	Matorral-matorral	30	
	4	7,5	Matorral pradera-matorral pradera	102,4	
	5	5,6	Matorral pradera-matorral pradera	204,8	
2006	1	17,7	Matorral pradera-matorral pradera	132,4	736,9
	2	15,7	Matorral pradera-matorral pradera	90	
	3	15	Matorral pradera-matorral pradera	1680,3	
	4	12	Matorral pradera-matorral	1722	
	5	7,9	Matorral pradera-matorral	60	
2016	1	6,7	Matorral pradera-matorral	1016,9	532,5
	2	4,9	Matorral pradera-matorral arborescente	1228,8	
	3	4,5	Matorral arborescente-matorral	326,9	
	4	4,2	Matorral-matorral	60	
	5	4,2	Matorral-matorral	30	

Fuente: Elaboración propia.

CAPITULO V: SINTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIONES

En los resultados expuestos se presentó un análisis multi-temporal entre 1980 y 2016 sobre los cambios de coberturas de suelo y sus efectos en la conectividad funcional para la Guiña y el Zorro culpeo en la ciudad de Algarrobo y sus alrededores.

Respecto a los cambios de cobertura de suelo, se observó que durante el periodo 1980-2016 las coberturas naturales disminuyeron tanto en número de componentes como en superficie. Esto se debe a que las coberturas artificiales, especialmente los tejidos urbanos continuos y discontinuos, se han expandido a través de los años.

El aumento de tejidos urbanos continuos y discontinuos ha sido tal que en el año 1980 dichas coberturas ocupaban solo un 10% del total del paisaje, mientras que en el año 2016 este porcentaje aumentó hasta un 40%. Este aumento de tejidos urbanos continuos y discontinuos se relaciona con la vocación turística de la comuna, que desde 1945 a la actualidad ha orientado su urbanización hacia la construcción de segundas viviendas (PLADECO, 2013). Cabe mencionar que dicha expansión ha ocurrido con mayor intensidad en las zonas hacia el sur del humedal Los Patitos, lo que ha afectado negativamente a la biodiversidad de la comuna.

El aumento de coberturas artificiales y disminución de coberturas naturales afecta negativamente a la conectividad ecológica. Asimismo, los efectos de la disminución de hábitat repercuten de manera diferenciada a especies generalistas y a especies especialistas de hábitat. Debido a que ambas especies poseen requerimientos de hábitat diferentes, es que la cobertura de costos sobre la cual se modelan las CFP son específicas para cada especie. De esta manera, se observó que, en el caso de la Guiña (especie especialista de hábitat) la matriz de costo mostró un aumento constante a través del tiempo en los costos 25, que corresponden a los valores más elevados, expandiéndose con mayor intensidad hacia la zona sur del humedal El Membrillo y hacia el norte de la playa Mirasol. Mientras que los valores medios y bajos, iguales o inferiores a diez, presentaron una tendencia hacia la baja.

De igual manera, en el caso del Zorro culpeo (especie generalista) los costos 20, que corresponden a uno de los costos más elevados, también aumentaron constantemente desde el año 1980 al año 2016. Mientras que los valores inferiores o iguales a 10 presentaron una tendencia hacia la disminución.

Por lo tanto, pese a que ambas especies poseen requerimientos de hábitat diferentes, el aumento de coberturas artificiales y la disminución de coberturas naturales tuvieron efectos negativos para las dos. Lo anterior coincide con Bojorges (2009), quien menciona que la expansión de coberturas artificiales en desmedro de coberturas naturales afecta negativamente a las poblaciones silvestres en general; como también converge con, Sala et

al. (2000), quien argumenta que los cambios de coberturas naturales a coberturas artificiales causan pérdida, fragmentación o degradación de los hábitats disponibles para un importante porcentaje de las especies. Dicho proceso es reconocido como una de las mayores amenazas a la biodiversidad.

En ambos casos, lo anterior tiene relación con la evolución de las coberturas de suelo, que presentaron cambios donde las coberturas artificiales y de mayor costo aumentaron en los 36 años observados. En el caso de las coberturas naturales destaca que durante los cuatro años del estudio disminuyeron de forma constante las coberturas de matorral, cultivos de secano y playas, dunas y arenales. Asimismo, las plantaciones presentan una disminución entre los años 1980-1995. La disminución de las playas, dunas y arenales ha afectado negativamente no solo a las especies estudiadas, ya que según Méndez (2018) los centros reproductivos y de descanso de aves playeras han sido desplazados producto de la construcción de conjuntos habitacionales de segundas viviendas. Esto coincide con lo observado por IMA (2014), quien menciona que debido a la construcción del complejo inmobiliario de San Alfonso del Mar una gran cantidad de aves fueron desplazadas de la playa Mirasol.

Cabe destacar que las quebradas, siendo coberturas naturales, no presentaron una disminución de superficie, sino que tendieron a mantener su superficie a través del tiempo, incluso dentro de la matriz urbana. Esto se explica debido a la topografía escarpada y la abundante presencia de vegetación nativa de alta densidad, que dificulta la construcción sobre dichos espacios naturales (Méndez, 2018).

Los cambios de cobertura de suelo además afectaron en la cantidad, tamaño y distribución de los nodos potencialmente utilizados por ambas especies. En el caso de la Guiña los nodos definidos corresponden a quebradas y matorral arborescente. Como se mencionó en el párrafo anterior, las quebradas tendieron a mantener su tamaño medio y disminuir en su número de parches. Respecto a los nodos de matorral arborescente se observó que existió un alza en su número de parches. Pese a lo anterior, su tamaño medio se mantuvo constante a través del tiempo, lo que indica que nuevos parches de dicha cobertura han aparecido en el paisaje. Sobre su distribución en el paisaje, se observó la desaparición de dichos nodos en la zona al sur del humedal Los Patitos.

Por otro lado, los nodos del Zorro culpeo están compuestos por matorral arborescente, matorral y matorral pradera, que mostraron la tendencia descrita en los párrafos superiores. Cabe destacar que entre los años 1980-1995, la cobertura de matorral pasó principalmente a terrenos abandonados, mientras que en el periodo 2006-2016 dicha cobertura natural se transformó principalmente a tejido urbano discontinuo.

La principal causa de disminución de matorral pradera se debe a que entre los años 1980-1995 dichos espacios pasaron a ser ocupados por tejidos urbanos continuos y terrenos abandonados. De manera similar, entre los años 1995-2006 continuó el aumento de los tejidos urbanos continuos y discontinuos, llegando a ocupar más de 80 ha de dicha cobertura natural. Mientras que entre los años 2006-2016 fueron los tejidos urbanos discontinuos y en menor medida los cultivos de secano los que ocuparon terrenos con matorral pradera. Por lo tanto, los nodos del Zorro culpeo no solo han desaparecido en la zona hacia el sur del humedal Los Patitos, sino que además han disminuido en gran medida su tamaño medio. Esto significa que los nodos de esta especie han sido afectados negativamente por los cambios de coberturas de suelo.

Al afectar a los nodos y a la superficie de costo, los cambios de cobertura de suelo influyeron en las CFP de ambas especies. En el caso de la Guiña, hasta el año 2006 se observó un aumento constante en la longitud media junto con una disminución en el número de CFP. Cabe destacar que, si bien en el año 2016 la longitud media de las CFP disminuyó, el porcentaje de dichas rutas que cruza sobre coberturas de suelo con costo 25 aumentó considerablemente, triplicándose dicho porcentaje.

Dicho aumento de los costos está relacionado con las coberturas de suelo cruzadas año a año. En los años 1980 y 1995, más de un 80% de las CFP cruzó sobre coberturas naturales (de bajo costo). De igual manera, más de un 40% de las CFP cruzó sobre plantaciones hasta el año 2006. Sin embargo, en el año 2016 la tendencia cambia y más de un tercio de las CFP cruza sobre coberturas artificiales (de alto costo), siendo tejido urbano continuo y terrenos abandonados las coberturas más cruzadas. Además, se observó que para este año solo un 13,8% cruzó sobre plantaciones. En síntesis, las coberturas cruzadas por las CFP de la Guiña presentaron un aumento hacia costos con valores altos, lo que significa que disminuye la probabilidad de que esta especie utilice dichas CFP.

En el caso del Zorro culpeo se observó que a través del tiempo la longitud media de sus CFP aumentó y, asimismo, se presentó una disminución en el número de dichas conexiones. Con respecto a los costos cruzados por las CFP, se vio que durante todos los años no hubo grandes variaciones en los costos cruzados. Predominó la tendencia de que las CFP cruzaran mayoritariamente sobre coberturas de bajo costo, manteniéndose los costos altos con valor 20 y 25 inferiores al 9% de las CFP. Lo anterior se debe a que las CFP cruzaron en un 60% de su longitud total sobre quebradas durante todos los años del periodo de estudio. En síntesis, las CFP de todos los años cruzan coberturas de suelo con bajo costo, lo que quiere decir que existe una buena probabilidad de que la especie transite por dichas rutas. Pese a esto la longitud media aumentó, lo que incrementa el riesgo de que la especie sea cazada.

Por lo tanto, se infiere que de las dos especies estudiadas la Guiña es la especie más afectada por los cambios de cobertura de suelo en términos de conectividad. Pese a esto, se

observó que, si bien el Zorro culpeo mantuvo una buena relación entre sus CFP y valores de costo bajo, la notoria disminución de sus nodos, y por tanto baja en la cantidad de sus hábitats, genera una situación preocupante para ambas especies. Además, en el caso de ambos mamíferos se observó un aumento de la longitud media de dichas conexiones, lo que según Santos y Tellería (2006) dificulta el intercambio de individuos y provoca que ciertas especies desaparezcan.

En cuanto a los nodos más relevantes para el sistema de conectividad de la Guiña destaca que las quebradas son los nodos que lideran los rankings durante todos los años, demostrando una vez más la relevancia de las quebradas en el territorio y dejando en evidencia que ocupan un importante porcentaje del paisaje. Pese a esto, la longitud media de los corredores que componen el ranking de CFP más relevantes para el sistema de conectividad han presentado una constante alza a través de los diferentes años estudiados. Lo anterior se explica debido a que, pese a que las quebradas mantuvieron su porcentaje de predominancia de paisaje, la matriz circundante ha presentado cambios que obligarían a las Guiñas a recorrer una mayor distancia en búsqueda de espacios con un valor de costo menor.

Por otro lado, los nodos más importantes para la conectividad global del paisaje del Zorro culpeo fueron matorral y matorral pradera. Con respecto a la superficie media de estos nodos, se observó un descenso en dicha superficie. Esto coincide con lo observado por Ziolkowska (2014), quien reconoce que los nodos pequeños tienen una gran importancia para el sistema de conectividad, ya que funcionan como nodos de paso entre parches de mayor tamaño, siendo componentes fundamentales para preservar la conectividad ecológica.

Por tanto, queda en evidencia que las quebradas son muy importantes para el sistema de conectividad ecológica de Algarrobo. En primer lugar, debido a que presentan las condiciones ideales para que especies como la Guiña las habite. Lo anterior es producto a que dichos espacios concentran el mayor porcentaje de vegetación nativa de la comuna con una alta densidad vegetal y una abundante cantidad de especies de roedores y aves (Pladeco, 2013), lo que ha sido reconocido por Acosta-Jamett y Simonetti (2004) como una de las condiciones que presenta la Guiña para la selección de su hábitat. En segundo lugar, producto de su topografía escarpada no han sido urbanizadas a través del tiempo, lo que ha permitido a las especies habitar y trasladarse por ellas. Y, tercero, son utilizadas en gran medida como CFP por el Zorro culpeo. Esto coincide con Jiménez (1993), quien reconoce que el Zorro culpeo presenta una selección positiva por las quebradas. Asimismo, Naiman et al. (1993), reconoce que dichos espacios son utilizados como hábitats o corredores biológicos que conectan diferentes espacios naturales entre sí por diferentes especies de mamíferos. Adicionalmente, Vásquez (2016) resalta la importancia de dichos espacios naturales, destacando que permiten el soporte de vida, regulan el microclima y disminuyen la escorrentía.

Los resultados presentados pueden ser un insumo importante para la planificación territorial. Cabe destacar que la planificación ecológica ha sido reconocida como una disciplina que puede aportar en la regulación de áreas con alto valor ecológico, contribuyendo en la sustentabilidad de las ciudades de gran tamaño como las de tamaño medio (Romero y Vásquez, 2005). En un escenario en que las ciudades toman cada vez más protagonismo, es que se vuelve necesario integrar a los ecosistemas naturales en los espacios urbanos disminuyendo de esta manera los efectos adversos en los ecosistemas y aumentando la calidad de vida de las personas.

CAPITULO VI: CONCLUSIÓN

El presente estudio analizó los cambios de cobertura de suelo en el periodo 1980-2016, gracias al análisis multi-temporal realizado en cuatro años del periodo de estudio. De este análisis se desprende que los principales cambios en el paisaje se dieron en la primera parte del periodo analizado debido al alza de las coberturas urbanas. Por su parte, las coberturas naturales presentaron una tendencia a disminuir, exceptuando la cobertura de quebradas que se mantuvo a través del tiempo, incluso persistiendo en la zona urbana. El aumento de coberturas artificiales predominó en el sector hacia el sur del humedal Los Patitos.

Con respecto a la conectividad de ambas especies, esta presentó una tendencia a la disminución. En el caso de la Guiña las CFP disminuyeron en su número y aumentaron su longitud media. Además, se observó un aumento de los costos de las coberturas de suelo cruzadas por las CFP. Por lo tanto, se apreció una degradación de dichas rutas. Al contrario, las coberturas cruzadas por las CFP del Zorro culpeo mantuvieron valores bajos, debido a que utilizaron en gran medida las quebradas. Por lo tanto, la Guiña es la especie que ha visto más comprometida su conectividad producto de los cambios de cobertura de suelo.

La metodología utilizada permitió analizar los cambios en la conectividad funcional del paisaje para la Guiña y el Zorro culpeo, relacionando los cambios de coberturas de suelo con sus impactos en la conectividad funcional. El método LCP es una manera bastante utilizada para identificar conexiones funcionales de manera no empírica, lo que es una ventaja debido a que reduce costos y tiempos de investigación. No obstante, se recomienda que futuros estudios realicen visitas a terreno, con el fin de medir de manera empírica los flujos de especies en las CFP presentadas. De manera que el modelo pueda ajustarse con mayor precisión a la realidad, considerando que los métodos que contemplan observaciones empíricas de los movimientos de dispersión de las especies poseen un mayor grado de confiabilidad (Hilty y Merenlender, 2004; Graves et al., 2007).

Se observó que los cambios de cobertura de suelo presentados en el paisaje en Algarrobo tienen una relación directa con las dinámicas presentadas por la conectividad funcional de ambas especies, tal que se presentó una disminución constante de los índices de conectividad global año a año y se incrementaron las longitudes medias de los corredores. Además, se observó que los corredores, especialmente en el caso de la Guiña, no solo vieron modificadas sus métricas, sino que, además en los últimos años del estudio comenzaron a cruzar en mayor medida coberturas artificiales, lo que hace pensar que la probabilidad de que la especie utilice estas rutas se ven disminuida.

Debido a lo anterior es que los resultados de esta investigación pueden ser de gran utilidad para la planificación territorial, ya que no solo se realizó un diagnóstico de la evolución del paisaje, sino que, además, se generó un ranking con los corredores y nodos más relevantes para la conectividad global y que por lo tanto debiesen ser priorizados en las iniciativas de protección. Lo que permite focalizar los esfuerzos de conservación o restauración. Por lo tanto, los resultados expuestos pueden integrarse a planes de ordenamiento territorial e integrar la de conectividad funcional como una nueva dimensión de evaluación y acción. Dimensión que ha sido reconocida como crucial para garantizar el éxito de los planes de conservación.

Cabe destacar que, si bien la metodología utilizada para modelar los corredores ha sido identificada como uno de los métodos no empíricos más confiables, este método simplifica la realidad por lo tanto antes de utilizarse en planes de ordenamiento territorial debe cruzarse con nueva información, por ejemplo, el presente estudio no considera la calidad y estado ecológico, de los componentes identificados como nodos de hábitats. Cabe mencionar que la realización de este estudio no estuvo exenta de limitaciones derivadas de los instrumentos utilizados, que en estudios futuros deberían ser mejorados. En general, la correlación entre los nodos de hábitat definidos mediante el uso de fotointerpretación de imágenes satelitales y el uso y movimiento que las especies le dan a dichos nodos se encuentra escasamente validado (Chetkiewicz et al., 2006).

De manera que, los resultados expuestos son un aporte para futuros planes de ordenamiento territorial de Algarrobo. Ya que, identifican los nodos y CFP más relevantes para el sistema de conectividad ecológica, permitiendo enfocar los esfuerzos de conservación y/o recuperación en los componentes del paisaje con mayor valor para la conectividad funcional.

Debido a que toda la información se encuentra espacializada es que es un buen insumo que puede ser integrado a los futuros planes de ordenamiento territorial. Lo anterior es una ventaja en los casos que se desee implementar una propuesta de planificación territorial en espacios fragmentados, ya que aumentará los flujos ecológicos entre nodos.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, G., y Lucherini, M. (2008). *Leopardus guigna*. On-line). The IUCN Red List of Threatened Species.

Acosta-Jamett, G., y Simonetti, J. A. (2004). Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity y Conservation*, 13(6), 1135-1151.

Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., y Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.

Agaton, M., Setiawan, Y., y Effendi, H. (2016). Land use/land cover change detection in an urban watershed: a case study of upper Citarum Watershed, West Java Province, Indonesia. *Procedia Environmental Sciences*, 33, 654-660.

Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., y Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.

Aldana, A., y Bosque, J. (2008). Cambios ocurridos en la cobertura/uso de la tierra del Parque Nacional Sierra de la Culata. Mérida-Venezuela. Período 1988-2003. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (8), 139-168.

Altamirano, T. A., Hernandez, F., De La Maza, M., y Bonacic, C. (2013). Güiña (*Leopardus guigna*) preys on cavity-nesting nestlings. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86(4).

Arriagada C., y Gana, A. (2013). Impactos del desarrollo inmobiliario en localidades costeras del Área Metropolitana de Valparaíso. *Revista de Urbanismo*, (28), pág-27.

Avon, C., Bergès, L., y Dupouey, J. L. (2015). Landscape effects on plants in forests: Large-scale context determines local plant response. *Landscape and Urban Planning*, 144, 65-73.

Bocco, G., Mendoza, M., y Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán: Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones geográficas*, (44), 18-36.

Bodin, Ö., y Norberg, J. (2007). A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscape. *Landscape Ecology*, 22(1), 31-44.

Bowman, J., Jaeger, J. A., y Fahrig, L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83(7), 2049-2055.

- Bowman, J., Forbes, G. J., y Dilworth, T. G. (2001). The spatial component of variation in small-mammal abundance measured at three scales. *Canadian Journal of Zoology*, 79(1), 137-144.
- Burel, F. (2002). Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones (No. 04; QH541.15. L35, B8.).
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*, 24(3), 346-352.
- Carroll, C., Noss, R. F., y Paquet, P. C. (2001). Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological applications*, 11(4), 961-980.
- Castro, S. A. (1994). Frugivoría y dispersión de semillas de pimienta (*Schinus molle*) por el zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*) en el Parque Nacional Fray Jorge (IV Región, Chile).
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C., y Boyce, M. S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 317-342.
- Chetkiewicz, C. L. B., y Boyce, M. S. (2009). Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1036-1047.
- CORINE Land Cover. (2006). Land Cover. 15 de Enero del 2017, de European Environment Agency Sitio web: <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>.
- Crooks, K. R., y Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation* (Vol. 14). Cambridge University Press.
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C., y Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642-2651.
- Delgado. (15 de Abril del 2015). Ola de atropellos a gatos Guña alarma a especialista. *La Nación*. Recuperado de <http://lanacion.cl/2015/04/15/ola-de-atropellos-a-gatos-guinas-alarma-a-especialista/>
- D'Eon, R. G., Glenn, S. M., Parfitt, I., y Fortin, M. J. (2002). Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6(2).

Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., y Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4(8), e277.

Dunstone, N., Freer, R., Acosta-Jamett,., Durbin, L., Wyllie, I., Mazzolli, M., y Scott, D. (2002). Uso del hábitat, actividad y dieta de la güiña (*Oncifelis guigna*) en el Parque Nacional Laguna San Rafael, XI Región, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile)*, 51, 147-158.

Echeverria, C., Coomes, D. A., Hall, M., y Newton, A. C. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *ecological modelling*, 212(3-4), 439-449.

Estades, C. F., y Temple, S. A. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9(2), 573-585.

Estrada, E., y Bodin, Ö. (2008). Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications*, 18(7), 1810-1825.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.

Fahrig, L., y Merriam, G. (1985). Habitat Patch Connectivity and Population Survival: Ecological Archives E066-008. *Ecology*, 66(6), 1762-1768.

Fagan, W. F. (2006). Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. *Connectivity conservation*, 297-317.

Ferrando, F. (2006). Geografía Física. En *El Libro de Algarrobo*(37-55). Santiago, Chile: Corporación De Desarrollo Cultural de Algarrobo Filial Algarrobo Sociedad Chilena de Historia y Geografía.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., y Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.

Forman, R. T. (2014). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions* (1995) (p. 217). Island Press.

Forman, R.T. y Gordon. (1986). *Landscape ecology*. Wiley, Nueva York.

García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).

Gálvez, N., Hernández, F., Laker, J., Gilabert, H., Petitpas, R., Bonacic, C., y Macdonald, D. W. (2013). Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña *Leopardus guigna*. *Oryx*, 47(2), 251-258.

Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C., y Fry, G. (2007). The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology?. *Landscape ecology*, 22(7), 959-972.

Gómez Rodríguez, G. (1998). Patrones de cambio en la zona de la presa Marte R. Gómez, Tamaulipas, México. *Investigaciones geográficas*, (35), 121-134.

GORE Valparaíso. (s/f). Provincia de San Antonio. 29 de Agosto del 2017, de Gobierno de Chile Sitio web: <http://www.gorevalparaiso.cl/san-antonio.php>.

Graves, T. A., Farley, S., Goldstein, M. I., y Servheen, C. (2007). Identification of functional corridors with movement characteristics of brown bears on the Kenai Peninsula, Alaska. *Landscape Ecology*, 22(5), 765-772.

Gurrutxaga, M., Rubio, L., y Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 310-320.

Guida-Johnson, B., y Zuleta, G. A. (2013). Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment*, 181, 31-40.

Haddad, N. (2000). Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conservation Biology*, 14(3), 738-745.

Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications*, 12(2), 321-334.

Hassan, Z., Shabbir, R., Ahmad, S. S., Malik, A. H., Aziz, N., Butt, A., y Erum, S. (2016). Dynamics of land use and land cover change (LULCC) using geospatial techniques: a case study of Islamabad Pakistan. *SpringerPlus*, 5(1), 812.

Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*, 40(3), 248-255.

Harary, F. (1969). *Graph theory*. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts, USA.

Henein, K., y Merriam, G. (1990). The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape ecology*, 4(2-3), 157-170.

Hernandez, F., Galvez, N., Gimona, A., Laker, J., y Bonacic, C. (2015). Activity patterns by two colour morphs of the vulnerable guiña, *Leopardus guigna* (Molina 1782), in temperate forests of southern Chile. *Gayana*, 79, 102-105.

Hortal, L. P., García, C. V., y Sa, S. (2005, June). Metodología para la incorporación de la conectividad de los bosques en la planificación y ordenación forestal en escalas amplias. In *Congresos Forestales*.

Hilty, J. A., y Merenlender, A. M. (2004). Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conservation Biology*, 18(1), 126-135.

I. Municipalidad de Algarrobo. (2014). Plan de Desarrollo Comunal de Algarrobo. 29 de Agosto del 2017, de UFFIZI Sitio web: <http://www.municipalidadalgarrobo.cl/algarrobo/transparencia/2014/PLADECO%202013-2016.pdf>

Inostroza, L., Baur, R., y Csaplovics, E. (2013). Urban sprawl and fragmentation in Latin America: A dynamic quantification and characterization of spatial patterns. *Journal of environmental management*, 115, 87-97.

Instituto Nacional de Estadísticas (INE). (2017). Resultados población, sexo y edad. Chile

Jansen, L. J., y Di Gregorio, A. (2002). Parametric land cover and land-use classifications as tools for environmental change detection. *Agriculture, ecosystems & environment*, 91(1-3), 89-100.

Johnson, W. E., y Franklin, W. L. (1994). Role of body size in the diets of sympatric gray and culpeo foxes. *Journal of Mammalogy*, 75(1), 163-174.

Kleiman, D. G., y Eisenberg, J. F. (1973). Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal behaviour*, 21(4), 637-659.

Lambin, E. F. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in physical geography*, 21(3), 375-393.

Lang, S., Walz, U., Klug, H., Blaschke, T., y Syrbe, R. U. (2008). Landscape Metrics-A toolbox for assessing past, present and future landscape structures. *Geoinformation technologies for geocultural landscapes: European perspectives*, 207, 207.

Lang, S y Klug, H. (2006). Interactive Metrics Tool (IMT) a didactical suite for teaching and applying landscape metrics. En: *Ekológia Supplement* 25:131-140.

LaRue, M. y Nielsen, C. (2008). Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *ecological modelling*, 212(3-4), 372-381.

Laurance, W. (1990). Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71, 641-653.

Lei, C. y Zhu, L. (2017). Spatio-temporal variability of land use/land cover change (LULCC) within the Huron River: Effects on stream flows. *Climate Risk Management*.

Levins. (1970). Lectures on Mathematics in the life sciences. Extinction (2) En: M. Gerstenhaber ed. 77-107.

López, E., Bocco, G., Mendoza, M., y Duhau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe A case in Morelia city, Mexico. *Revista Landscape and Urban Planning*, 55, 271-285.

Mather, J. R., y Sdasyuk, G. V. (1991). *Global Change: Geographic Approaches* (Tucson, AZ).

Mas, J. F., Velázquez, A., y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*, 1, 23-39.

McGarigal, K. (2014). FRAGSTATS help. Documentation for FRAGSTATS, 4.

Merlotto, A., Piccolo, M. C., y Bértola, G. R. (2012). Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, 53, 159-176.

Ministerio del Medio Ambiente (2016). Inventario nacional de especies. [Especies.mma.gob.cl](http://especies.mma.gob.cl). [verificado 19 Diciembre 2017]. En: http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/ficha_indepen.aspx?EspecieId=16

Murray, D. L., Boutin, S., O'Donoghue, M., y Nams, V. O. (1995). Hunting behaviour of sympatric coyotes and canids in relation to vegetative cover. *Animal Behaviour*, 50(5), 1203-1210.

Museo de San Antonio. (12 de Marzo del 2014). Hoy fue encontrada lamentablemente atropellada cerca de Algarrobo esta gata Guiña. Especie en Peligro de Extinción. Recuperado de: <https://twitter.com/museosanantonio/status/443877340356292608?lang=es>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.

Naveh, Z., (2007). Landscape ecology and sustainability. *Landscape Ecology* 22:1437-1440.

Novarro, A., (1997). *Pseudalopex culpaeus*. *Mammalian Species*, 558, 1-8.

Nowell, K., y Jackson, P. (1996). Wild cats: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Cats Specialist Group, Gland. 383pp.

Nikolakaki, P. (2004). A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68: 77-94.

Opdam, P., y Wascher, D., (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117(3), 285-297.

Parcerisas, L., Marull, J., Pino, J., Tello, E., Coll, F., y Basnou, C. (2012). Land use changes, landscape ecology and their socioeconomics driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme Country, 1850-2005) *Environnement, Science, Policy* 23, 120-132.

Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J. M., Calzada, J., y Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, 14(3), 809-818.

Pauleit, S., Ennos, R., y Golding, Y. (2005). Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change: a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* N° 71, Ed. Elsevier.

Pettorelli, N., Vik, J., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C., y Stenseth, N. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Ecology and Evolution*, 20(9), 503-510.

Potschin, M., y Haines-Young, R. (2006). Landscape and sustainability. *Landscape Urban Planning* 75: 155-161.

Primack, R., Rozzi, R., Massardo, F., y Feinsinger, P. (2001). Destrucción y degradación del hábitat. En *Fundamentos de Conservación Biológica* (153-194). México, D.F: Fondo de Cultura Económica México.

Reyes, S., y Figueroa, I., (2010). Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *Revista EURE*, 36, 89-110.

Romero, H., Azócar, G., Ordenes, F., Vásquez, A., y Toledo, X. (2004). Ecología urbana de las ciudades intermedias chilenas.

Romero, H., y Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Eure* (Santiago), 31(94), 97-117.

Romero, H., y Vásquez, A. (2009). El crecimiento espacial de las ciudades intermedias chilenas de Chillán y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos. En *América Latina: sociedade e meio ambiente*, GERAIGES, A., SANCHES, J. y LUCHIARI, A. (Editores). pp.109–136. CLACSO Livros, Departamento de Geografía, Universidade de São Paulo, Brasil, 284p.

Rojas. (2016). Evaluación de las transformaciones en el paisaje y la provisión de servicios ecosistémicos en la provincia de Chacabuco entre 1984 y 2012. Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Chile. Recuperado de: http://www.corredoresverdes.cl/wp-content/uploads/2016/07/MEMORIA_ROJAS2016.pdf

Rothley, K. (2005). Finding and filling the " cracks" in resistance surfaces for least-cost modeling. *Ecology and society*, 10(1).

Sanderson, J., Sunquist, M. E., y Iriarte, A. W. (2002). Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy* 83: 608-613.

Sandoval, G. (2009). Análisis del proceso de cambio de uso y cobertura de suelo en la expansión urbana del gran Valparaíso, su evolución y escenarios futuros. Memoria para optar al Título de Geógrafo, Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo.

Santos, T., y Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15, 3-12.

San Vicente, M. G. (2011). La gestión de la conectividad ecológica del territorio en España: iniciativas y retos. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (56), 225-244.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., y Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

Saura, S., González, S., y Elena, R. (2011). Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Revista Montes*, (106), 15-21.

Saura, S., y Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.

Saura, S., y Torne, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

Sawyer, S. C., Epps, C. W., y Brashares, J. S. (2011). Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 668-678.

Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., y Baillie, J. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322(5899), 225-230.

Seto, K. C., Woodcock, C. E., Song, C., Huang, X., Lu, J., y Kaufmann, R. K. (2002): "Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM", *International Journal of Remote Sensing*, 23, 0-10.1985–2004.

Silva, S. I., Jaksic, F. M., y Bozinovic, F. (2005). Nutritional ecology and digestive response to dietary shift in the large South American fox, *Pseudalopex culpaeus*. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78(2), 239-246.

Sunquist, M., y Sunquist, F. (2002). *Wilds Cats of the World*. University of Chicago Press. Chicago, IL. 462 pp.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., y Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.

Tischendorf, L., y Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.

Troll, C. (1950). Die geographic Landschaft und ihre Erforschung. Studium Generale 3: 163-181. Heidelberg.

Troll, C. (1971). Landscape ecology (geoecology) and biogeocenology-a terminology study. Geoforum 8(71):43-46.

Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. Landscape Ecology, 4, 21-30.

Turner, M. G., Gardner, R. H., y O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, Nueva York.

Koh, L. P., y Wilcove, D. S. (2008). Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity?. Conservation letters, 1(2), 60-64.

UICN, 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Available at www.iucnredlist.org [verificado 19 Diciembre 2017].

Van den Berg, L. J., Bullock, J. M., Clarke, R. T., Langston, R. H., y Rose, R. J. (2001). Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. Biological Conservation, 101, 217-228.

Vigo, J., y Raurell, J. C. (2003). Los Hábitats Del Proyecto Corine En El Àmbit Territorial Catalán: Delimitación Y Cartografía. Revistes Catalanes amb Accés Obert (RACO), 49, 401-420.

Virgós, E., Tellería, J. L., y Santos, T. (2002). A comparison on the response to forest fragmentation by medium-size Iberian carnivores in central Spain. Journal of Zoology, 258, 313-318.

Virgós, E. (2002). Are habitats generalist affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarse-grained fragmented landscapes of central Spain. Journal of Zoology (London) 258 (3):313-318.

Virgós, E. (2012). Habitat ecology of *Martes* species in Europe. Biology and conservation of martens, sables, and fishers: a new synthesis. Aubry, KB, Zielinski, WJ & Raphael, MG (Eds). Ithaca: Comstock Pub. Associates.

Subirós, J. V., Linde, D. V., i Pascual, A. L., & Palom, A. R. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 2006, núm. 48, p. 151-166.

- Vitousek, P. M. (1994). Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75, 1861-1876.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 227, 494-499.
- Vivar, E., y Pacheco, V. (2014). Estado del zorro gris *Lycalopex griseus* (Gray, 1837) (Mammalia: Canidae) en el Perú. *Revista peruana de biología*, 21(1): 071-078.
- Wiegand, T., Revilla, E., y Moloney, K. A. (2005). Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*. 19: 108-121.
- Wu. (2013). Landscape ecology. Leeman R (ed) *Ecological System*. Springer, Nueva York.
- Wu, J., y Hobbs, R. (2007). Landscape ecology: the-state-of-the-science. En: Wu & Hobbs (eds) *Key topics in landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 271-287.
- Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Radeloff, V. C., y Kuemmerle, T. (2014). Effects of different matrix representations and connectivity measures on habitat network assessment. *Landscape Ecology*. 29(09), 1551-1570.
- Zúñiga, A., Muñoz-Pedreros, A., y Fierro, A. (2009). Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana (Concepción)*, 73(2), 200-210.

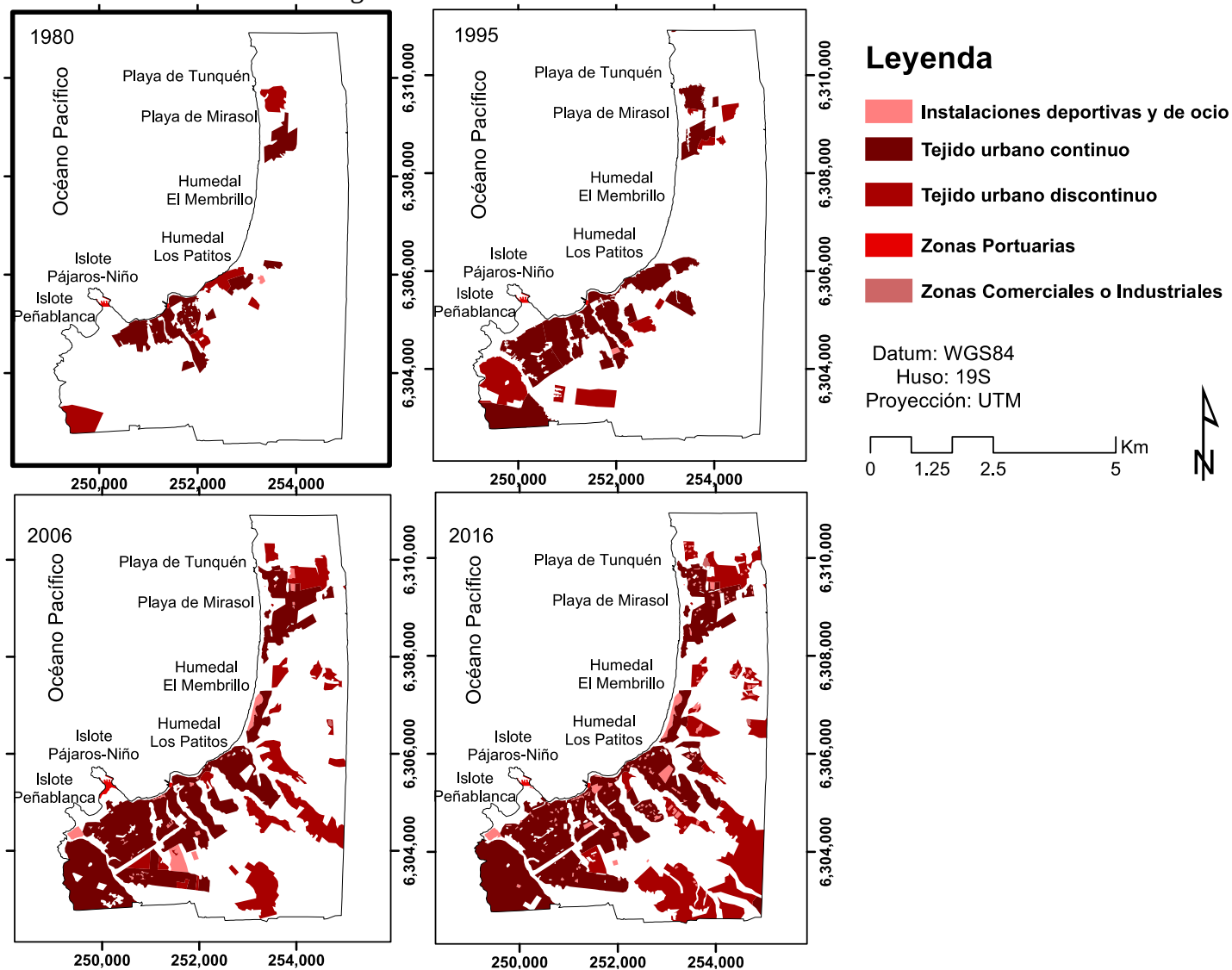
ANEXOS

Anexo N°01: Expertos entrevistados.

Nombre Experto	Especie experto	Grado académico	Lugar de trabajo
1 Roberto Thomson	Zorro	Ingeniero Forestal, Universidad de Chile; MSc en Biología de la Conservación en la Universidad Complutense de Madrid; PhD en Zoología en la Universidad de Oxford (UK).	LEVS en el FCN de la Universidad de Chile
2 Dario Moreira	Guíña	Biólogo Ambiental, Universidad de Chile; MSc en Ecología Terrestre y Gestión de la Biodiversidad en la Universidad Autónoma de Barcelona; PhD en Ecología de Vida Silvestre en la University of Alberta.	Colaborador en el Laboratorio de Ecología y Conservación de la USACH; Postdoctorante en el Laboratorio de Conservación Biológica de la UCH.
3 Nicolas Lagos	Guíña y zorro	Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile; MSc (D) en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.	ONG Alianza Gato Andino.
4 Nicolas Galvez	Guíña	Ingeniero Agrónomo con mención en ciencias animales, Pontificia Universidad Católica de Chile; MSc en Conservación Biológica en Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) University of Kent, U.K.; PhD en Manejo de Biodiversidad en Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE), School of Anthropology and Conservation, University of Kent, U.K.	Departamento de Ciencias Naturales en PUC Campus Villarica.
5 Javier Simonetti	Guíña y zorro	Licenciado en Biología de la Universidad de Chile; PhD en Philosophy en la University of Washington, Seattle, USA.	Investigador en el Laboratorio de Conservación Biológica de la UCH.
6 Sandra Uribe	Zorro	Ingeniero Forestal, Universidad de Chile; PhD (D) en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias, Universidad de Chile.	LEVS en el FCN de la Universidad de Chile.

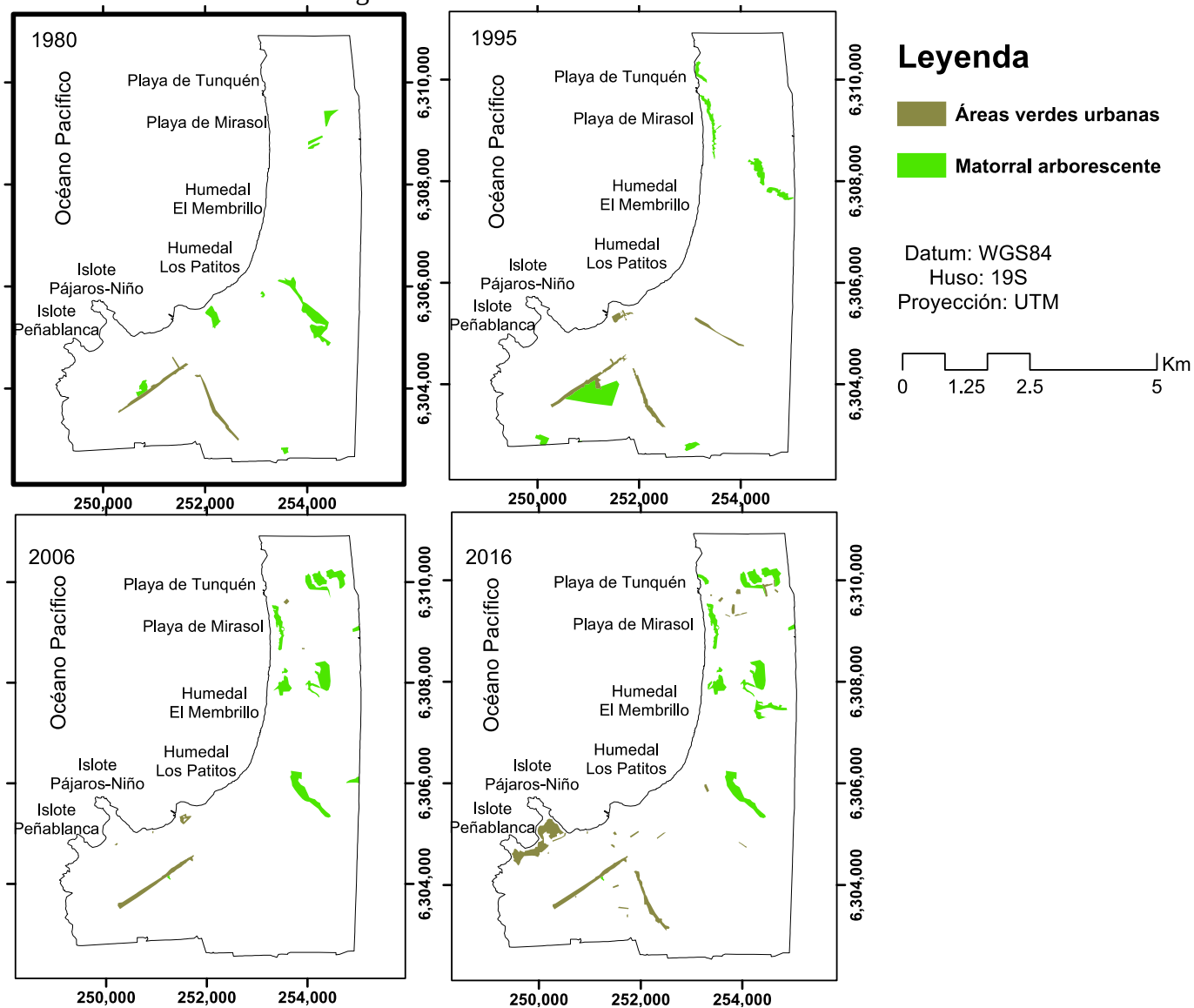
Fuente: Elaboración propia.

Anexo N°02: Aumento global de coberturas artificiales.



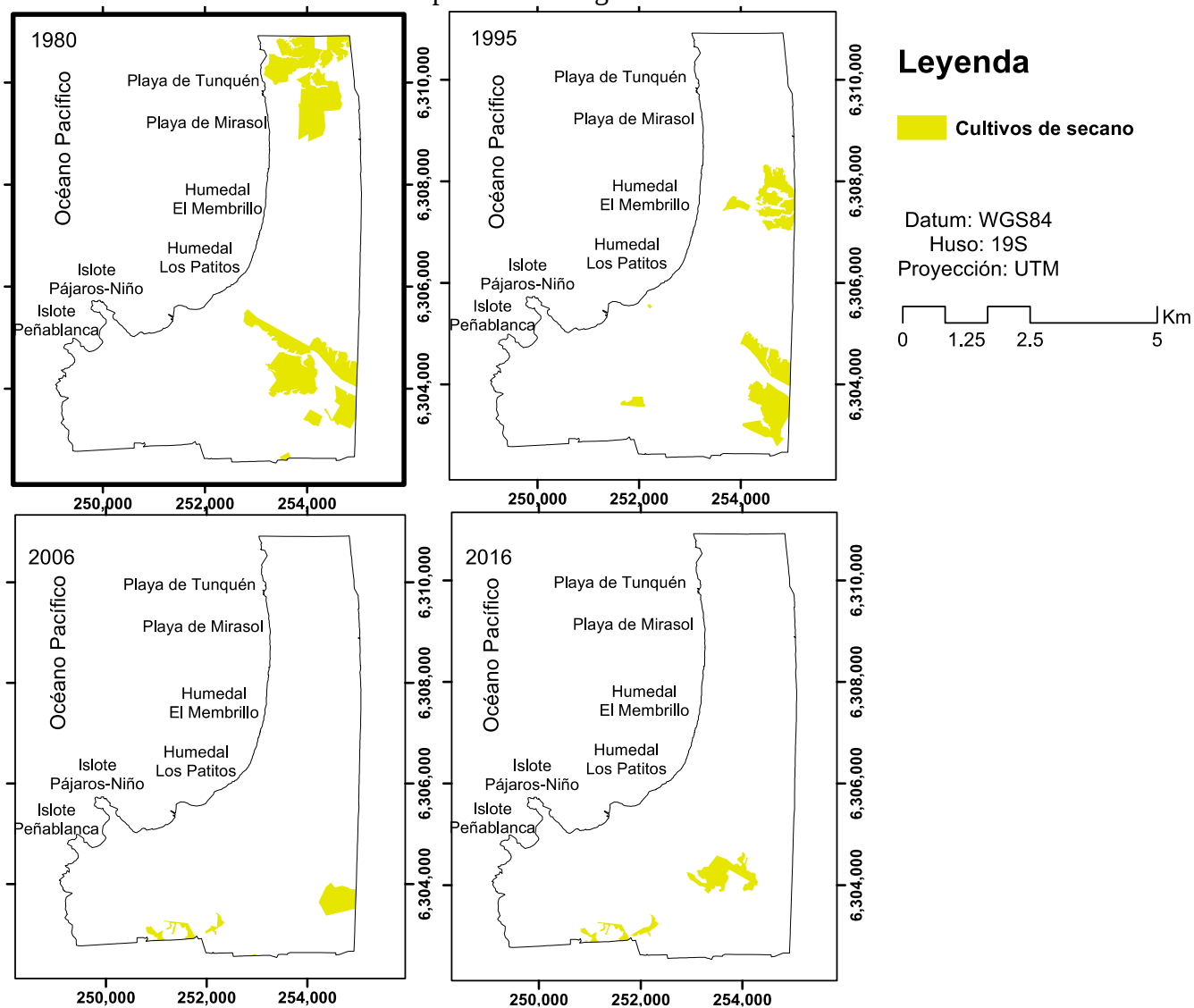
Fuente: Elaboración propia.

Anexo N°03: Aumento global coberturas naturales.



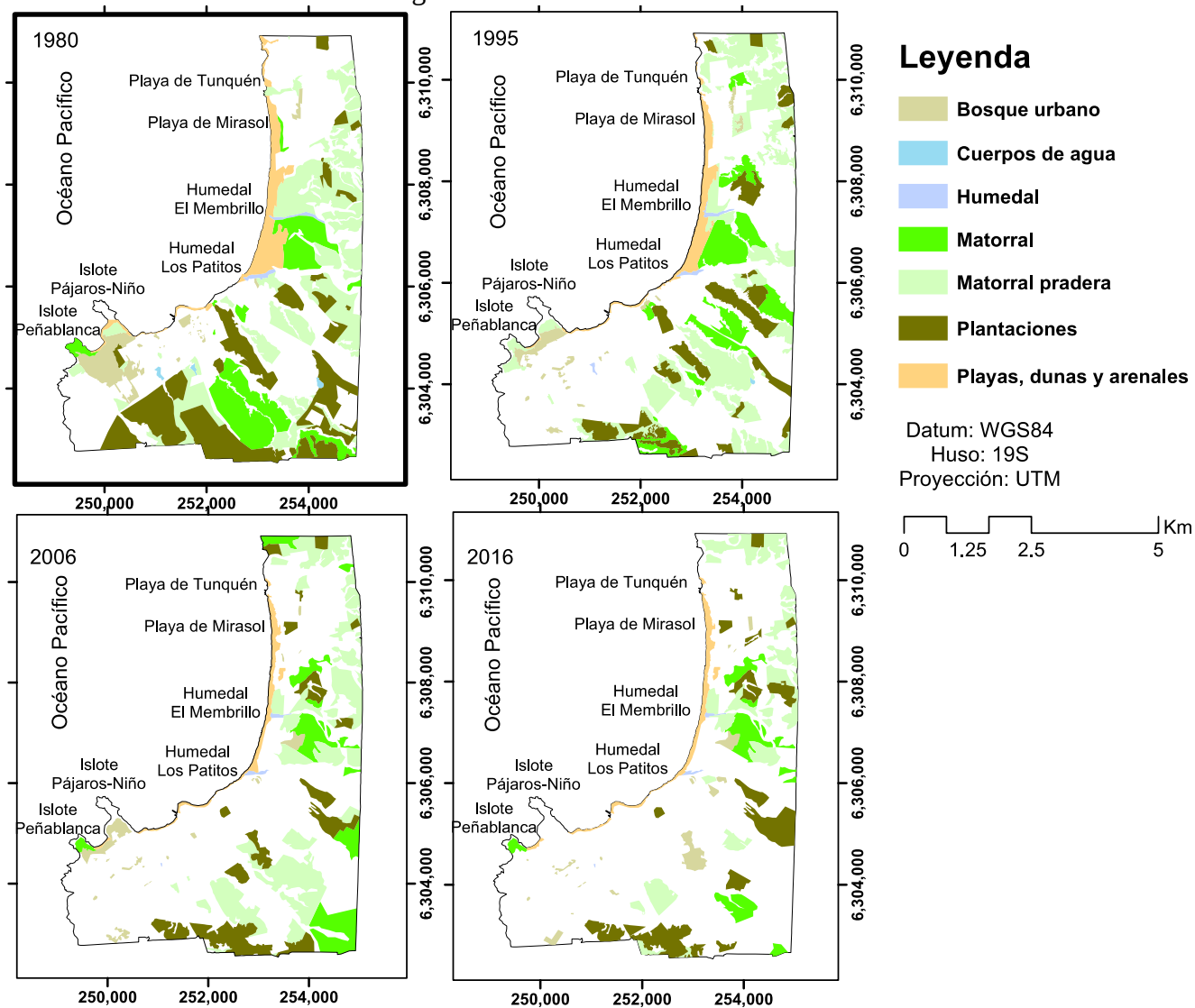
Fuente: Elaboración propia.

Anexo N°04: Coberturas con proceso de fragmentación.



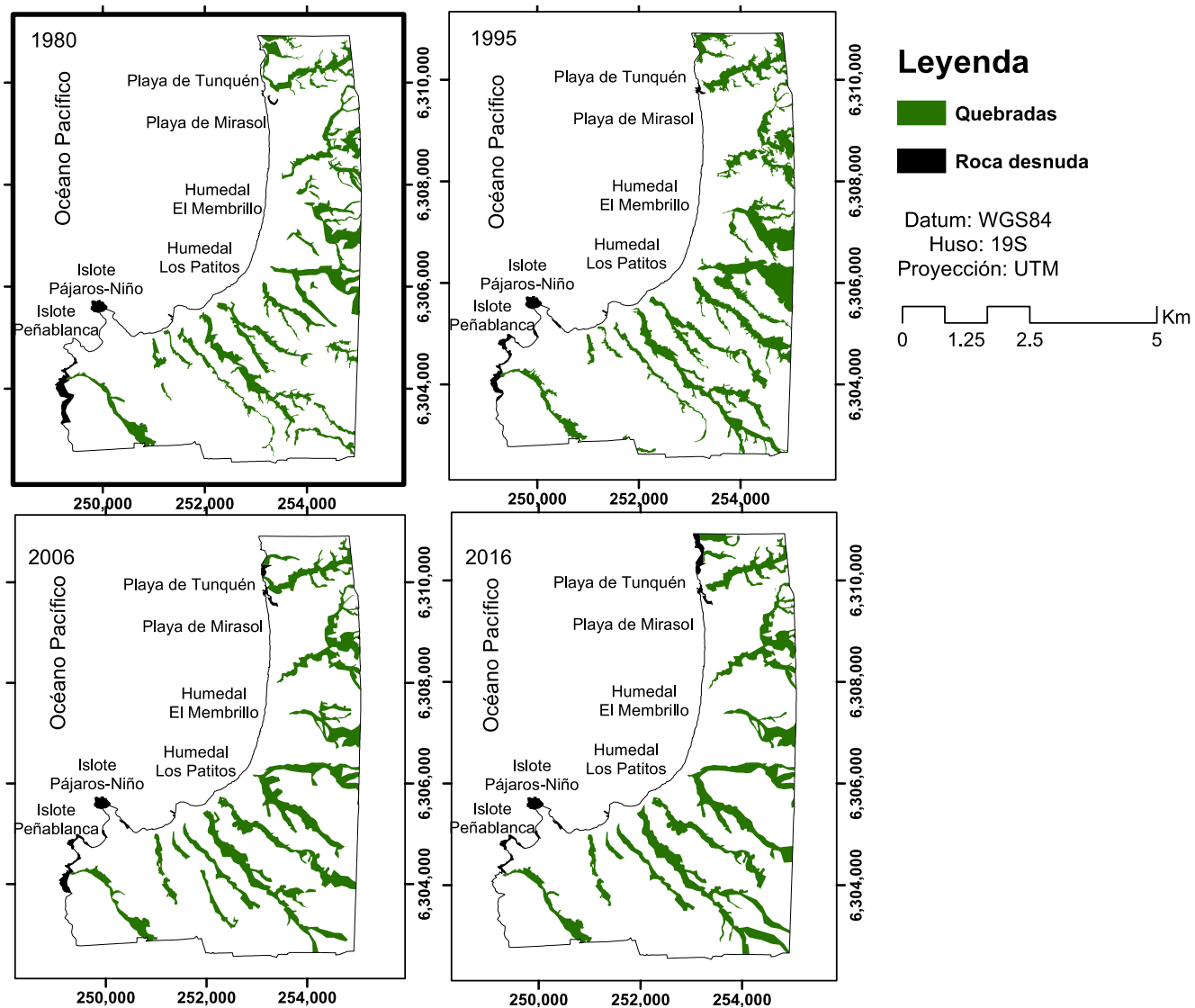
Fuente: Elaboración propia.

Anexo N°05: Disminución global de coberturas.



Fuente: Elaboración propia.

Anexo N°06: Coberturas sin cambios.



Fuente: Elaboración propia.