



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION  
FACULTAD DE ARQUITECTURA, URBANISMO Y GEOGRAFÍA  
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA



# **Fragmentación y conectividad ecológica del bosque nativo en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén entre los años 2000 y 2024: implicancias para la planificación territorial.**

Memoria para optar al título de Geógrafo

Alumno: Adrián Oliver Opazo Meléndez

Profesora guía: Andrea Mónica Del Rosario Ortiz

Concepción, septiembre del 2025.

## ÍNDICE

<b>RESUMEN .....</b>	<b>7</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>8</b>
<b>1.- Planteamiento del problema.....</b>	<b>9</b>
1.1.- Crecimiento urbano y cambios en el paisaje.....	9
1.2.- Biodiversidad y Cambios de uso de suelo en Chile.....	11
1.3.- Fragmentación de bosques. ....	14
1.4.- Parque Nacional Nonguén, un parque en medio de la expansión urbana.....	14
1.5.- Breve Historia y Antecedentes Legales del PN Nonguén.....	16
1.6.- Justificación del estudio .....	18
<b>2.- Objetivo General, Objetivos Específicos e Hipótesis .....</b>	<b>19</b>
2.1.- Objetivo general .....	19
2.2.- Objetivos específicos.....	19
2.3.- Hipótesis.....	19
<b>3.- Fundamentación teórica.....</b>	<b>20</b>
3.1.- Evolución política de la protección de zonas con valor ecológico y natural a nivel internacional. ....	20
3.1.1- Evolución política de la protección de zonas con valor ecológico y natural a nivel nacional.....	22
3.2.- Ley 21.600 Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SBAP) .....	23
3.2.1.- Algunas competencias de la SBAP y la Gestión de Áreas Protegidas.....	23
3.2.2.- Gestión de la biodiversidad .....	23
3.2.3.- Otras competencias otorgadas al SBAP.....	24
3.2.4.- Categorías de protección .....	24
3.2.5.- Las nuevas categorías de protección y sus implicancias.....	25
3.2.6.- Homologación entre SBAP y UICN .....	25
3.2.7.- Nuevo Marco Global para la Biodiversidad y la necesidad de actualización de las estrategias nacionales y regionales de biodiversidad.....	27
3.2.8.- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (COP15) de Kunming-Montreal. (CBD - COP 15).....	28
3.2.8.1.- CBD - COP16.....	29
3.2.9.- Planes de manejo .....	29
3.2.10.- Protección fuera de las áreas protegidas y la amenaza productiva .....	31
3.2.11.- Paisajes de conservación.....	32
3.2.12.- Planes de manejo y gestión de áreas protegidas .....	32

3.3.- El Paisaje como unidad en la Geografía .....	33
3.3.1.- La visión de paisaje en la historia, breve reseña de algunas escuelas en el mundo .....	34
3.3.1.1.- El siglo XIX y el paisaje .....	34
3.3.1.2.- Primera mitad del siglo XX .....	35
3.3.1.3.- Segunda mitad del siglo XX .....	36
3.3.1.4.- El siglo XXI y las ciencias del paisaje .....	36
3.3.2.- Clasificación de las unidades de paisaje .....	38
3.3.2.1.- El mapeo de paisajes .....	38
3.3.2.2.- Matriz .....	39
3.3.3.- Enfoques utilizados para la Delimitación, Clasificación y Cartografía de las Unidades de Paisaje y las unidades de paisaje del PCTN.....	39
3.4.- Fragmentación.....	41
3.4.1- Borde de Parche y su perímetro expuesto .....	43
3.4.2.- Algunas visiones distintas de fragmentación de hábitats .....	45
3.5.- Conectividad ecológica, funcional, estructural y potencial.....	50
3.5.1.- Conectividad ecológica y corredores biológicos .....	52
3.5.2.- Permeabilidad de la matriz .....	53
3.6.- Google Earth Engine .....	54
3.7.- Ordenamiento territorial .....	55
3.7.1.- Articulación entre Planes Reguladores Metropolitanos e Instrumentos Comunales.....	57
3.7.2.- Nuevas consideraciones en el ordenamiento territorial .....	58
3.7.3.- Caso Específico: PRMC (2003) y su Relación con los PRC de Concepción, Hualqui y Chiguayante en el Entorno del Parque Nacional Nonguén .....	59
<b>4.- Metodología.....</b>	<b>60</b>
4.1.- Métodos SIG para la estimación de fragmentación.....	60
4.2.- Indicadores e índices de fragmentación.....	61
4.3.- Métricas de Paisaje .....	62
4.3.1.- Cuantificación de la configuración espacial de parches en ambientes fragmentados .....	62
4.3.2.- Tamaño del parche (área).....	63
4.4.- Pérdida de Hábitat y fragmentación.....	64
4.5.- Softwares usados para la medición de fragmentación .....	64
4.6.- Interrelación de usos de suelo, CUS y fragmentación.....	65
4.7.- Breve descripción del área de estudio .....	66

4.8.- Recolección y tratamiento de datos.....	67
4.9.- Metodología en Google Earth Engine.....	68
4.9.1.- Selección y mosaicos Landsat (2000, 2010, 2014, 2017, 2024).....	68
4.9.2.- Índices espectrales (NDVI, NBR, NDMI, NDBI).....	69
4.9.3.- Clasificador Random Forest.....	69
4.9.4.- Posproceso UMC (0,81 ha).....	69
4.9.5.- Núcleo y Borde (CORE/EDGE, buffer 120 m).....	69
4.9.6.- Validación (OA y Kappa).....	69
4.9.7.- Parámetros clave y ventanas temporales.....	69
4.9.8.- Flujo de exportes (tablas y mapas).....	70
4.9.9.- trazabilidad.....	70
4.10.- Limitaciones.....	70
<b>5.- Resultados.....</b>	<b>71</b>
5.1.- Clasificación anual para cartografías (2000, 2010, 2014, 2017, 2024).....	71
5.2 Áreas y porcentajes por clase.....	77
5.3 Fragmentación del Bosque Nativo núcleo/borde (CORE/EDGE).....	81
5.4 Exactitud de la clasificación.....	85
5.5 Mapas.....	86
<b>6.- Breve análisis de datos obtenidos.....</b>	<b>87</b>
6.1. Coherencia del insumo cartográfico.....	87
6.2. Dinámica de coberturas en el periodo 2000–2024.....	87
6.3. Calidad cartográfica: interpretación de OA / Kappa.....	87
6.4. Integridad estructural del BN: CORE/EDGE (120 m).....	87
6.5. Coherencia con el contexto regional.....	88
6.6. Limitaciones y sesgos.....	88
6.7. Implicancias de gestión.....	88
<b>7.- Conclusión.....</b>	<b>97</b>
7.1.- Evolución del bosque nativo (2000–2024).....	97
7.2.- Fragmentación y conectividad.....	97
7.3.- Patrones espaciales.....	98
7.4.- Calidad cartográfica y validez.....	99
7.5.- Implicancias ecológicas.....	99
7.7.- Recomendaciones de gestión.....	99
<b>8.- Discusión.....</b>	<b>100</b>
8.1.- Marco normativo y políticas de conservación.....	100

8.2.- Planificación territorial multiescalar: PRMC y PRC .....	100
8.3.- Debilitamiento de núcleos y acciones territoriales.....	101
8.1.- Elementos de discusión .....	102
8.2.- Alcances del Plan Regulador en el PCTN.....	105
8.2.1.- Desfase temporal y falta de actualización .....	106
8.2.2.- Escasa integración ecológica en la zonificación.....	106
8.2.3.- Inconsistencias entre escalas metropolitanas y comunales .....	106
8.2.4.- Desafíos en la protección de áreas periurbanas .....	106
8.2.5.- Oportunidades de mejora .....	107
<b>9.- Referencias bibliográficas.....</b>	<b>108</b>

### ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1.- Homologación de SBAP a UICN.....	25
Tabla N°2 Categorizaciones actuales y previas de la SBAP.....	26
Tabla N°3 Reclasificación de subuso .....	67
Tabla 4 PRMC 2003.....	68
Tabla N°5 Superficie ha y porcentaje por clase y año en el PCTN. ....	79
Tabla N°6 Núcleo / Borde del BN (umbral 60 m). ....	84
Tabla N°7 OA y Kappa por año .....	85
Tabla 8 Parches en el PCTN.....	95
Tabla 9 Perímetro de parches .....	95

### ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.- Visiones del Paisaje: el Fenosistema y el Paisaje real.....	34
Cuadro 2.- Factores diferenciadores e indicadores de los paisajes. ....	37
Cuadro 3.- Elementos del paisaje.....	39
Cuadro 4.- Enfoque por agrupamiento .....	40
Cuadro 5.- Fragmentación y pérdida de hábitat.....	42
Cuadro 6.- Efecto de borde y área / perímetro .....	43
Cuadro 7.- Cambios espaciales y fragmentación de hábitats. ....	44
Cuadro 8.- Distribución espacial favorable de parches versus una distribución desfavorable.....	45
Cuadro 9.- Debate de la Fragmentación de hábitat .....	49
Cuadro 10.- Cronograma estimativo para la elaboración del PRMC.....	56
Cuadro 11.- Metodología para elaborar un PROT .....	58
Cuadro 12.- Los satélites y sensores más empleados.....	61
Cuadro 13.- Métricas de paisaje.....	63
Cuadro 14.- Distancia entre parches .....	64

## ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 1.- PCTN con reclasificación en GEE. ....	71
--	----

## ÍNDICE DE MAPAS

Mapa 1.- Propuesta PCTN, 2024. ....	66
Mapa 2 Clasificación coberturas año 2000 en el PCTN.....	72
Mapa 3 Clasificación coberturas año 2010 en el PCTN.....	73
Mapa 4 Clasificación coberturas año 2014 en el PCTN.....	74
Mapa 5 Clasificación coberturas año 2017 en el PCTN.....	75
Mapa 6 Clasificación coberturas año 2024 en el PCTN.....	76
Mapa 7 Conectividad estructural en el PRMC 2003 .....	90
Mapa 8 Cinturón Verde Intercomunal del PCTN.....	93

## INDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1 Cobertura por clase en ha, 2000-2024.....	77
Gráfico 2 Evolución en (%) de las clases en el PCTN .....	80
Gráfico 3 BN CORE Y EDGE (% del BN), umbral 60 m, 2000-2024.....	83
Gráfico 4 Exactitud global (OA) y Kappa por año, 2000-2024 .....	86
Gráfico 5 Regresión Lineal Theil-Sen para núcleos en el PCTN.....	98

## RESUMEN

El crecimiento de la población y su concentración en áreas urbanas densamente pobladas ha generado distintos tipos de presiones en el medio natural a nivel mundial, ya que viene acompañada de procesos como el aumento de zonas agrícolas, cambios de uso de suelo y expansión urbana, los que se traducen en un orden territorial que es generalmente atendido por los instrumentos de planificación territorial. Estos procesos son más intensos en los países de América del sur y en Chile. Uno de los fenómenos relacionados a estos procesos dinámicos es el cambio en la estructura de los paisajes y sus ecosistemas, entre estos cambios se encuentra la fragmentación de hábitats la cual genera importantes transformaciones en la conectividad ecológica estructural que es responsable de los equilibrios ecosistémicos y sus componentes bióticos y abióticos. Estos procesos han encendido la atención internacional desde hace ya más de 5 décadas, desarrollando conferencias mundiales por el medioambiente y marcos globales por la biodiversidad con enfoque en el cuidado de ecosistemas con alto endemismo de especies, enfatizando las responsabilidades en los estados, generando metas comunes y utilizando las áreas protegidas como lenguaje común en los marcos internacionales. Una de estas áreas protegidas con alto valor en biodiversidad en Chile es el Parque Nacional Nonguén el cual está rodeado de los procesos que acompañan el crecimiento urbano, enfrentando nuevos desafíos legislativos, sociales y políticos relacionados al mismo ordenamiento territorial para su mejor conservación. Una forma de conservar y establecer una relación directa con estas áreas protegidas es el paisaje de conservación, el cual se expresa como una herramienta de conservación ex situ de las áreas protegidas, es en este espacio geográfico donde se caracterizará la fragmentación de hábitat y la conectividad ecológica estructural entre los periodos del año 2000 y 2024 por medio de la plataforma Google Earth Engine donde se procesaron imágenes Landsat evaluando la fragmentación y conectividad ecológica estructural para interrelacionar los resultados con los usos de suelo actuales, vigentes en el Plan Regulador Metropolitano de Concepción del 2003 para la propuesta de Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén, mostrando importantes reducciones de núcleos de parche y aumento de bordes de parche, lo que interrelacionado con los instrumentos de planificación territorial expresan un avance sostenido en la degradación del ecosistema local y el avance de una matriz que homogeniza los patrones espaciales, acompañada de una deficiente planificación territorial para el entorno directo del Parque Nacional Nonguén.

**Palabras clave: fragmentación, Conectividad ecológica estructural, paisaje de conservación, ordenamiento territorial, Google Earth Engine.**

## ABSTRACT

Population growth and its concentration in densely populated urban areas has generated various types of pressures on the natural environment worldwide. This is accompanied by processes such as the increase in agricultural areas, land-use changes, and urban expansion, which translate into a territorial order that is generally addressed by territorial planning instruments. These processes are more intense in South American countries and Chile. One of the phenomena related to these dynamic processes is the change in the structure of landscapes and their ecosystems. Among these changes is habitat fragmentation, which generates significant transformations in the structural ecological connectivity responsible for ecosystem balance and its biotic and abiotic components. These processes have attracted international attention for more than five decades, developing global environmental conferences and global biodiversity frameworks focused on the care of ecosystems with high species endemism, emphasizing state responsibilities, generating common goals, and using protected areas as a common language in international frameworks. One of these protected areas with high biodiversity value in Chile is Nonguén National Park, which is surrounded by the processes that accompany urban growth, facing new legislative, social, and political challenges related to territorial planning for its better conservation. One way to conserve and establish a direct relationship with these protected areas is the conservation landscape, which is expressed as an ex situ conservation tool for protected areas. It is in this geographic space where habitat fragmentation and structural ecological connectivity will be characterized between the periods of 2000 and 2024 through the Google Earth Engine platform where Landsat images were processed, evaluating fragmentation and structural ecological connectivity to interrelate the results with current land uses in force in the Concepción Metropolitan Regulatory Plan of 2003 for the proposed Conservation Landscape of the Nonguén Territory, showing significant reductions in patch nuclei and increases in patch edges, which, when interrelated with territorial planning instruments, express a sustained advance in the degradation of the local ecosystem and the advancement of a matrix that homogenizes spatial patterns, accompanied by poor territorial planning for the direct environment of Nonguén National Park.

**Keywords:** fragmentation, structural ecological connectivity, conservation landscape, territorial planning, Google Earth Engine.

## 1.- Planteamiento del problema

### 1.1.- Crecimiento urbano y cambios en el paisaje

La expansión y los factores antrópicos de desarrollo económico y demográfico (crecimiento de la población, expansión urbana, aumento de las zonas agrícolas, desarrollo industrial, contaminación, monocultivos extensivos, etc.), han impulsado diversos cambios en la superficie terrestre produciendo impactos significativos en sistemas físicos, biológicos y sociales a nivel mundial (Rosenzweig et al., 2008; Prakash et al., 2022). Las ciudades siguen creciendo a una tasa rápida, siendo hoy el hogar de más de la mitad de la población mundial (UNFPA, 2007; Haase et al., 2014). Se estima que desde el año 2008, de acuerdo con el Informe Global sobre Asentamientos Humanos de la ONU-Hábitat, más del 50% de los habitantes de nuestro planeta residen en zonas urbanas, cifra que va en crecimiento, al punto que este porcentaje se calcula en el 70% para la mitad de este siglo. No obstante, hay regiones en las que este porcentaje esperado ya se superó, como es el caso de América Latina y el Caribe en donde el 80% de la población habita las grandes ciudades (ONU-Hábitat, 2012). Además, se calcula que la población urbana global pasará del 56% en 2021, al 68% para 2050 (ONU-Hábitat, 2022). Esta cifra significa que habrá cerca de 659.600 millones de personas viviendo en zonas urbanizadas.

En América Latina y el Caribe el 75% de la población vive en ciudades (Sorensen, 1998; De Mattos et al., 2014) y las tendencias indican que el mayor crecimiento demográfico en las próximas décadas se centrará justamente en las zonas urbanas de los países en desarrollo (International Institute for Environment and Development [IIED], 2006; UN-HABITAT, 2016). Esto genera transformaciones tanto en el paisaje urbano, como en el paisaje que rodea a las ciudades, y con ello, una fuerte presión sobre la biodiversidad y la funcionalidad de las áreas naturales (Vásquez & Salgado, 2009; Rojas et al., 2013; Jara, 2017).

Es importante resaltar que la urbanización modifica el entorno, no solo por la transformación demográfica, ambiental y social de un territorio específico, sino también porque esto significa que el suelo que se destina al cultivo o a los bosques se convierte en terreno urbano que se adecúa para la construcción de viviendas que albergan a las personas que migran del campo. En este sentido, el ciclo de transformación hacia la urbanización consiste en la absorción del suelo natural (vegetación nativa) por parte del suelo de cultivo, el cual es a su vez es absorbido por el suelo urbano (González & Aguilar, 2021). Es por esta razón que la urbanización implica la adopción de un modelo que asegure la organización de los territorios, proceso que de alguna manera incide directamente en los ecosistemas y los servicios que estos ofrecen, con el fin de asegurar que las ciudades tengan la capacidad de acoger a una gran cantidad de habitantes (De Andrés & Barragán, 2016)

En Chile la población urbana es mayor al promedio global y latinoamericano: un 88% de la población nacional vive en ciudades (INE, 2017). Esto se acompaña y explica con el crecimiento de las áreas urbanas, como ocurre en el Área Metropolitana de Concepción

(AMC) donde la tasa de crecimiento en superficie es de 1,3% anual esto para el año 2009, lo que propone que en la actualidad esta tasa de crecimiento urbano ha sido superada dados los nuevos procesos de urbanización vigentes en la actualidad (Baeriswyl, 2009; Rojas et al., 2009). El AMC se ubica al centro sur de Chile en una zona litoral que se extiende entre los 36° y 38° sur, con una superficie de 2.830 km<sup>2</sup> que representa el 9% de la superficie regional y se compone de once comunas, comprendidas entre el límite norte de la comuna de Tomé hasta el límite sur de la comuna de Lota. (Rojas & Sepúlveda, 2011). Según el último Censo del 2017 (INE 2017), cuenta con una población de 985.034 habitantes, equivalentes al 63% de la población total y el 60% de la población urbana de la región del Bío Bío. La población actual reside mayoritariamente en zonas urbanas (94%), principalmente en ciudades intermedias emplazadas sobre las planicies costeras (terrazas fluviovolcánicas) en las riberas del río Bio Bío, rodeadas de playas, dunas, acantilados rocosos, áreas de marismas, desembocaduras, humedales, bahías, penínsulas, islas, un golfo y la cordillera de la costa.

El proceso de urbanización se encuentra actualmente en pleno desarrollo en el AMC, donde el crecimiento de las ciudades que la conforman ha ido reemplazando, cada vez en mayor medida, las funciones y servicios ambientales prestados por los paisajes formados por coberturas naturales y seminaturales preexistentes, provocando modificaciones que en algunos casos son irreversibles para los ecosistemas que las experimentan (lagunas, humedales, fragmentos de bosque nativo entre otros), (Smith & Romero, 2009). A este respecto se estudiaron la urbanización, la homogenización del paisaje y la pérdida de biodiversidad como procesos y como elementos en conflicto en el AMC, enfatizando en que la urbanización es considerada uno de los principales factores causantes de la pérdida de biodiversidad y homogenización del entorno natural. Este proceso se encuentra fuertemente asociado a la fragmentación de hábitat y a cambios en la estructura y composición de la biodiversidad (Pauchard et al., 2006). Por otro lado, autores como Azocar plantean que en Chile los procesos de crecimiento urbano se han caracterizado por una urbanización reciente, acelerada por la incorporación de inversiones productivas destinadas principalmente a la extracción de recursos naturales en los territorios de influencia de las ciudades. Esto es promovido por los mercados inmobiliarios y las políticas públicas en materia de construcción de viviendas por segmentos socioeconómicos (Azócar et al., 2010), generando constantes actualizaciones en los usos de suelo que rodean las ciudades del país. Estos cambios de uso de suelo, principalmente el de la expansión urbana o el aumento de zonas agrícolas y de cultivo generan diversas alteraciones: disminución en la cantidad y pérdida en la calidad de los cuerpos de agua, propagación de especies exóticas, contaminación y pérdida de servicios ecosistémicos (Tilman, 1999, Allan et al., 2015; Kohshnodmotlagh et al., 2020) a esto agregamos que el AMC cuenta con un plan que fue aprobado el 2003, careciendo de un instrumento de planificación territorial actualizado (GORE BÍO BÍO, 2024)

Es por lo anterior que autores plantean que el crecimiento urbano descontrolado es una grave amenaza para la conservación de la biodiversidad a escala mundial, especialmente cuando se extiende por el paisaje y alcanza lugares de alto valor de conservación debido a las especies y hábitats que albergan, como las áreas protegidas (Mcdonald et al. 2008; Concepción et al. 2016), como es el caso del Parque Nacional

Nonguén (PNN), el cual no solo está rodeado por la inminente expansión y crecimiento urbano dentro de AMC, sino que también por el sistema de monocultivos forestales, siendo éste último un importante factor que dificulta la conservación de lugares con valor ecológico y natural.

Esta situación se enmarca en una problemática global más amplia. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), describe que entre los años 1990 y 2020 el área de bosque a nivel mundial se redujo a 178 millones de hectáreas (ha) de bosque nativo. En el período entre 2010 y 2020 América del sur tuvo una pérdida de 2,60 millones de ha. A nivel mundial, Chile se encuentra dentro de los diez países con mayor pérdida neta anual de área de bosque del mundo. Según el estudio entre 1990 y 2020 Chile presentó un aumento en la extensión de los bosques, sin embargo, el aumento de estas superficies se debe a la inclusión de los monocultivos en la definición de “Cubierta forestal” (Heilmayr, 2014). Aunque las estadísticas de la FAO indican que la extensión de los bosques primarios no ha disminuido, diversos bosques nativos se están convirtiendo en monocultivos de plantaciones (Li et al., 2006). Además, gran parte de la forestación (monocultivos exóticos) se ha llevado a cabo sin tener en cuenta la idoneidad local de las especies plantadas (Xu, 2011) transformando los hábitats y generando nuevos patrones de cubierta de bosque de plantación. Esta transformación del paisaje tiene un impacto directo en la biodiversidad de Chile.

## **1.2.- Biodiversidad y Cambios de uso de suelo en Chile**

Hay que considerar que el aislamiento histórico, determinado por las influencias geográficas de los Andes, el desierto de Atacama y el océano Pacífico, ha dotado a Chile de niveles excepcionalmente altos de endemismo (Smith-Ramírez, 2004). Los gradientes extremos de altitud y latitud han contribuido aún más a la impresionante biodiversidad del país (Armesto, Villagrán & Arroyo, 1996). Sin embargo, la tala de madera y la expansión agrícola (cultivo de trigo y monocultivo exótico) desde el siglo XVIII hasta principios del siglo XX llevaron a una degradación significativa de los ecosistemas forestales (Armesto et al., 2010). A esto agregamos que, si bien las plantaciones pueden reducir la presión de cosecha sobre los bosques naturales (nativos), también compiten directamente por tierras escasas (Heilmayr, 2014) reduciendo las posibilidades de expansión y reproducción de bosque nativo significativamente. A esta competencia por las tierras agregamos además que cuando las plantaciones (monocultivos como pino y eucaliptus) desplazan los ecosistemas forestales nativos, pueden reducir la biodiversidad (Barlow et al., 2007, Stephens & Wagner, 2007) introducir especies invasoras (Richardson, 1998, p. 199) afectar negativamente la hidrología local (Jackson et al., 2005, Little et al., 2009) y aumentar la erosión (Oyarzun & Peña, 1995).

Una característica muy importante a destacar es la influencia de los cambios de uso de suelo (CUS) en la pérdida de biodiversidad. Los CUS representan una amenaza para los bosques, ya que no solo involucran una pérdida de cobertura vegetal, sino que además la fragmentación de ecosistemas, degradando y aislando su biodiversidad (Bennet y Sanuders, 2010). Uno de los forzantes de los CUS y la pérdida de bosques, a escala global, son los incendios forestales (Curtis et al 2018). Es así como en muchos lugares del mundo se sigue usando la técnica de rose (quema de cubierta boscosa y vegetal),

para despejar áreas con fines agrícolas o para, de forma informal, darle nuevos usos al suelo. Los incendios durante siglos han sido utilizados como una herramienta para despejar superficies anteriormente dominadas por vegetación (Bustos et al., 2010). Chile no está exento de estos eventos que en su mayoría son de origen antrópico, se sabe que los incendios y CUS han contribuido a la extensa historia de degradación que afecta al matorral y bosque nativo chileno (Arancibia, Araya, y Mardones 2020). Los incendios forestales han ocurrido durante distintos periodos históricos y en distintos contextos económicos del país por ejemplo como lo fueron las quemadas indiscriminadas de bosques para la producción de trigo durante el siglo XIX acompañada de la producción de madera y carbón vegetal para la exportación. Sumando a estos procesos los límites de los asentamientos antrópicos han ido adentrándose en los ecosistemas naturales en forma de urbanización formal e informal. Como consecuencia, estos sectores naturales cercanos a la ciudad han sido los más afectados y expuestos a los incendios forestales y sus efectos (Kulma, 2019), siendo estas expansiones, generalmente, impulsada por las tomas de terrenos, parcelaciones y el desarrollo inmobiliario (Hidalgo y Zunino, 2011 y De Matheus et al., 2018)

Solo en la temporada de incendios 2017 se quemaron más de 90 mil hectáreas de bosque nativo en Chile (Marquet et al., 2019), Las regiones que concentran la mayor cantidad de incendios y superficie quemada corresponden a las comprendidas entre Valparaíso y Araucanía, en las cuales se concentran el 92% de la ocurrencia de incendios y el 89% de la superficie quemada (González et al., 2020). Entre los años 1985 y 2018, el 32% de dichos incendios fueron provocados de manera intencional y el 56% accidental, además de 1% naturales y 11% de origen desconocido. Por lo que su ocurrencia se encuentra principalmente asociada a zonas de mayor intervención, tránsito y habitación de las comunidades humanas (Miranda et al., 2020).

Dentro de los CUS relacionados con el método informal de quemadas se evidencian importantes transformaciones, ya que cerca del 20% del bosque nativo ha sido reemplazado por otros usos de suelo. El resultado de esto son paisajes que están altamente fragmentados, comprometiendo su funcionalidad, resiliencia y haciéndolo más susceptibles a amenazas tales como el cambio climático y sequía (Miranda et al., 2020). Dejando claro que existe una relación entre la quema y los CUS, generalmente relacionado con terrenos agrícolas, monocultivos y expansión urbana, cabe destacar en el contexto de los incendios forestales que también existe una relación directa entre estos siniestros y los monocultivos ya que el pino más utilizado en plantaciones es el *Pinus radiata*. Este es un árbol de rápido crecimiento y con una madera de alta calidad. Debido a estas cualidades, la industria forestal ha promovido su uso en nuestro país durante décadas tras el DL 701.

Sin embargo, se ha demostrado que la homogeneidad de las plantaciones forestales de esta especie propicia la propagación de incendios (McWethy et al., 2018; Bowman et al., 2019), lo que nos hace entrar en otro factor importante que tiene relación con la pérdida de bosque nativo, que es directamente la capacidad de recuperación tras eventos de incendios forestales. Este último punto es de suma importancia puesto que los pinos están altamente adaptados al fuego al contar con un mecanismo para el rápido establecimiento de plántulas después de un incendio (Turner, 2010), mientras que los bosques nativos deben rebrotar y reestablecerse a partir de escasas y dispersas semillas

o rebrotar a partir de estrategias de regeneración vegetativa (Montenegro et al., 2004; Gómez-González y Cavieres, 2009; Keeley, 2012; Gómez-González et al., 2017). Esto termina por transformarse en la rápida sucesión de hábitats por parte de especies exóticas que se encuentran en mayor ventaja de adaptación a los incendios de carácter forestal (Kay, 1994; Despain, 2001; Peterken, 2001; Brooker et al., 2008).

En este sentido, se hace importante considerar que durante la última década el régimen de incendios en Chile ha variado en comparación a sus registros históricos, debido principalmente a un aumento en el tamaño y simultaneidad de los eventos, en conjunto a una extensión de las temporadas de incendios, superficie quemada y daños producidos (González et al., 2020). Un caso cercano es el ocurrido en enero del 2020 donde se desarrolló un incendio forestal entre las comunas de Hualqui y Chiguayante que alcanzaron el PNN afectando aproximadamente 130 Ha. de bosque de las cuales el 50% fue bosque nativo (La Tribuna, 2021). Estos hechos muestran el cuidado que se debe tener sobre los monocultivos con respecto a la propagación rápida de incendios forestales.

Considerando los CUS, el uso del fuego para generar nuevos usos de suelos, el aumento en la intensidad y simultaneidad de incendios debido a la propagación masiva de monocultivos, la cercanía de todo tipo de bosques con asentamientos antrópicos, las complejidades del cambio climático y el creciente déficit hídrico del país es posible comprender de forma general la compleja tarea que presenta la protección y conservación de bosques nativos.

A lo anterior podemos agregar que la pérdida de bosque nativo y el reemplazo por monocultivos de pinos y eucaliptus trae consigo importantes cambios a nivel hídrico en las cuencas hidrográficas. Los bosques nativos, en comparación a otras coberturas del suelo, tienen un efecto regulador que permite un abastecimiento constante de agua, evitando inundaciones de invierno y permitiendo disponibilidad de este recurso en los meses más secos del verano (Otero et al. 1994, Vertessy et al. 2001, Oyarzún et al. 2004). Por ello que es necesario comprender los bosques no solo desde una perspectiva de hábitat de especies íntimamente relacionadas con la ecología de estos paisajes, sino que también comprender la histórica necesidad que tiene el mundo antrópico para con estos ecosistemas. Se ha reportado que la deforestación afecta al ciclo hidrológico, reduciendo la evapotranspiración y produciendo un aumento de los caudales (Sun et al. 2005, D'Almeida et al. 2006)., el empobrecimiento de los suelos, producto de la erosión, también se asocia a la pérdida de cobertura forestal, principalmente porque la ausencia del bosque aumenta la escorrentía superficial del agua (Mainville et al. 2006).

La problemática hídrica y de fertilidad de suelos tiene directa relación con los tipos de bosques que resguardan las cuencas hidrográficas del país, su creciente deforestación y recambio a bosques de monocultivo intensifica estas problemáticas. Considerando que el ámbito hídrico es de vital importancia para la supervivencia de los asentamientos antrópicos se visualiza así la existencia del bosque nativo como un potente benefactor ecosistémico de las sociedades. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas reciben de los ecosistemas. Dichos servicios son el resultado de relaciones y procesos complejos de los componentes de la biodiversidad en genes, especies y ecosistemas que están trabajando juntos (Mainka & Jackson, 2005). Es por esto que los bosques nativos al ser esenciales para la conservación del agua son un elemento de

vital importancia para las planificaciones de ordenamiento territorial y manejo de cuencas hidrográficas (Muschong, 2009; Gaviño & Sarandón, 2010)

### **1.3.- Fragmentación de bosques.**

En los bosques costeros de las regiones del Maule y del Biobío en Chile, más de dos tercios (81.000 ha) de todos los bosques se perdieron entre 1975 y 1990, principalmente debido a la expansión agrícola y de las plantaciones (Echeverría et al., 2006). En el valle central y las estribaciones andinas del Maule y Bio Bío, el 20% equivalente a 132.000 ha de un total de 660.000 ha de los bosques nativos fueron convertidos en plantaciones entre 1979 y 2000 (Aguayo et al., 2009). La conversión a plantaciones impulsó la mayor parte de la pérdida de bosque nativo entre 1987 y 2008 (Miranda et al., 2015), estos cambios significativos en la cubierta forestal traen consigo cambios importantes para los ecosistemas, por ejemplo; en paisajes naturales con poca o mínima alteración antrópica, en términos generales la biota ha podido adaptarse a la heterogeneidad espacial o a la disposición en parches o fragmentos de su hábitat, pero a un ritmo evolutivo, logrando superar progresivamente las presiones selectivas del medio a través de lo que llamamos evolución (Didham, 2010). Por el contrario, en paisajes modificados por influencia humana (relleno de humedales, cambio de tipo de bosques, expansión urbana, entre otras actividades), la velocidad o la tasa de los cambios en el paisaje (transformación del hábitat) excede por mucho las capacidades de la biota para adaptarse a la nueva configuración espacial, reducida y fragmentada (Myers & Knoll, 2001; Didham, 2010). En este aspecto la fragmentación se traduce en la rápida alteración y degradación de la estructura del paisaje por factores antrópicos, para satisfacer necesidades de desarrollo económico y de subsistencia en esta nueva era global (Fahrig, 2003; Didham, 2010). Entre muchos efectos generados por estos cambios acelerados encontramos la fragmentación, definida como un proceso que es causado por la pérdida progresiva del hábitat, reduciéndolo en parches cada vez más pequeños y aislados (McIntyre & Hobbs, 1999; Arasa et al., 2021). La disminución y fragmentación de hábitat de bosques nativos, produce diversos efectos negativos en las funciones y dinámicas de estos ecosistemas como alteraciones del ciclo hídrico, cambios en la biota, cambios en los microclimas, cambios en los servicios ecosistémicos, entre otros, presentándose estas alteraciones a diferentes escalas temporales y espaciales (Artemas & Rodríguez, 2014), y por ende es un factor importante en la pérdida de biodiversidad, sobre todo, para las especies autóctonas escasamente distribuidas (Turner, 1996).

La estructura, la funcionalidad y sobre todo los cambios que se han desarrollado en los territorios, tales como la fragmentación de bosques se pueden entender desde una perspectiva ecológica a través de su paisaje (Morera et al., 2007). Esta disciplina que tiene por objetivo combinar la geografía con la ecología para analizar patrones paisajísticos (Moreno, 2014). La evaluación constante del estado de transformación del paisaje boscoso se vuelve necesario para poder elaborar planificaciones territoriales que contribuyan a la conservación y restauración (Rodríguez & Leiton, 2021), en especial en áreas naturales protegidas que tienen relevancia ecológica para la sociedad y presentan alta biodiversidad como es el caso del PNN.

### **1.4.- Parque Nacional Nonguén, un parque en medio de la expansión urbana.**

El 31 de agosto del 2021 la Reserva Nacional Nonguén se transformó en Parque Nacional, elevando su categoría de conservación como sitio protegido por el Estado,

esto dada una larga data de historias locales relacionadas con la protección del bosque nativo y la biodiversidad. El PNN es un área protegida del Estado que tiene una superficie de 3.036,90 hectáreas. Está ubicado en las comunas de Concepción, Chiguayante y Hualqui, en la provincia de Concepción, región del Bío Bío. Es el primer Parque Nacional rodeado de un área metropolitana densamente poblada, con más de un millón de habitantes. El PNN se encuentra en una zona de transición ecológica o ecotono donde convergen los bosques mediterráneos de la zona central y los bosques valdivianos del sur, situándolo entre los 25 “hotspots” (puntos calientes de importancia biológica) de biodiversidad más importantes del planeta. El término ‘hotspot’ originalmente fue propuesto por Myers (1988) para referirse a áreas donde coinciden altos niveles de riqueza de especies, endemismo e impacto de la actividad humana. Posteriormente, también ha sido utilizado para denotar áreas con una riqueza taxonómica extrema (Prendergast et al., 1993; Gaston & Williams, 1996). Además de lo anteriormente señalado el PNN se ubica entre las cuencas de los ríos Andalién y Bío-Bío y cumple una función esencial en la producción hídrica, ya que abastece de agua a la comuna de Penco y parte del Valle Nonguén, en donde viven más de 46.000 personas. El PNN es un refugio de Bosque Caducifolio mediterráneo-templado costero de *Nothofagus obliqua* y *Gomortega keule*, que presenta diversas amenazas para su conservación, siendo las más críticas la expansión urbana y el riesgo de incendio por cercanía con monocultivos forestales (CONAF, 2019; Pauchard et al., 2006).

En términos de biodiversidad destaca la presencia de 105 especies de vertebrados, 7 de las cuales son anfibios uno de ellos la ranita de Darwin (*Rhinoderma darwinii*), 8 reptiles, 68 aves y 22 mamíferos. Algunas de ellas se encuentran bajo permanente amenaza como el cangrejo tigre (*Aegla conceptionensis*), carmelita de concepción (*Percilia irwini*), Güiña (*Oncifelis guigna*) y el Pudu (*Pudú puda*). Además, existen especies vegetales muy escasas en la zona, como el raulí (*Nothofagus alpina*), tineo (*Weinmannia trichosperma*) y huillipatagua (*Citronella mucronata*), así como la existencia de michay de Neger (*Berberis negeriana*), planta arbustiva en peligro de extinción y endémica del BioBío. También, se ha descubierto la presencia de pitao (*Pitavia punctata*), especie con serios problemas de conservación. (CONAF, 2023).

La formación vegetacional predominante en el PNN es denominada como “Bosque Caducifolio de Concepción” (Luebert & Pliscoff, 2017). Este territorio que constituye la mayor superficie de bosque nativo en toda la provincia de Concepción cumple un rol activo en la educación ambiental y el contacto con la naturaleza de la comunidad. Su ubicación, a sólo 12 kilómetros del centro de la comuna de Concepción, hacen que este lugar sea de fácil acceso para estudiantes, investigadores y público general. Es un área privilegiada para procesos de restauración ecológica, eco-turismo y otros proyectos sociales integrados con la naturaleza.

Durante la colonia y tras la independencia de Chile (1550-1818), una parte importante de la economía fue la fabricación de leña y carbón de madera que fueron importantes transformadores del hábitat de Nonguén (Asociación Territorio Nonguén, 2024). Posteriormente debido a su importancia hídrica fue expropiado por el estado con el fin de proteger el recurso hídrico lo que favoreció la permanencia de los bosques nativos en la zona.

### 1.5.- Breve Historia y Antecedentes Legales del PN Nonguén.

En esta breve historia acerca del PNN se presentan datos entregados por La Asociación de Municipalidades del Territorio Nonguén publicadas en el 2024 en su página web como datos de la historia que se desarrolló en relación a los esfuerzos por proteger este espacio natural y elevar su categoría con fines de conservación.

El predio Nonguén, también conocido como “el Fiscal”, surgió de la expropiación de 29 predios, realizadas e inscritas a nombre del Fisco en el año 1911, con el propósito de proteger la producción de agua potable para el sector metropolitano colindante, medida que posibilitó la mantención de la cobertura de bosque nativo del sector. Posteriormente en 1986 el predio es transferido al Servicio Nacional de Obras Sanitarias (SENDOS), con iguales fines, el que luego en 1990 es transformado en la Empresa de Servicios Sanitarios del Bio Bío S. A. (ESSBIO). El 99% del capital social de dicha empresa estatal es otorgado a la Corporación de Fomento de la Producción CORFO. Asociado al proceso de privatización que afectaba a ESSBIO a fines de los 90, el Comité Nacional Pro-Defensa de la Flora y Fauna (CODEFF) promovió la declaración de Nonguén como Santuario de la Naturaleza, dada la condición de propiedad privada que adquiriría su dominio gestión de gran repercusión pública, apoyo ciudadano e institucional. En el contexto anterior el Gobierno Regional, se interesó en el predio con el objeto de establecer en él alguna modalidad de gestión regional y con el fin de excluir de la privatización de ESSBIO el predio Nonguén, la CORFO se constituye en su propietario mediante la suscripción de una escritura de Devolución de Capital con Dación en Pago, realizada con ESSBIO en junio del año 2000. La CORFO, mediante la escritura de Devolución de Capital con Dación en Pago, celebrada el 16 de junio de 2000.

La ONG ambientalista CODEFF, generó una estrategia que consistía en promover que el fundo “El Fiscal” se transformara en “Santuario de la Naturaleza”, figura de protección administrada por el Ministerio de Bienes Nacionales. De esta manera CODEFF promovió en Concepción, en el año 1997, una campaña de recolección de firmas con el objeto de asegurar la protección del predio, mediante su declaración como santuario de la naturaleza (Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), Reserva Nacional Nonguén). Sin embargo, esta declaración no era suficiente debido al financiamiento requerido para proteger más de 3000 ha. Tras una efervescente participación ciudadana estratégicamente se busca la figura que estaba sobre santuario y se buscó la figura de Reserva Nacional. Para ello se requería la inscripción del dominio del predio a nombre del Fisco, decretar el área protegida y su posterior traspaso a la Corporación Nacional Forestal (CONAF) como ente administrador del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado. El esfuerzo conjunto de organizaciones sociales, ambientales, instituciones públicas y el mundo académico generó el primer Plan de Manejo para Nonguén cuya coordinación técnica le correspondió a CONAF, esto el 25 de noviembre del 2005. Posteriormente se convirtió en Reserva Nacional el en diciembre del 2009. El Consejo Consultivo, que había sido creado 5 años antes que la Reserva, juega un rol importante, participando activamente de las decisiones estratégicas que se toman para el área de protección. También, definiendo la discusión en torno a la necesidad de un *área de amortiguación alrededor de la Reserva*, CONAF encarga el estudio *Zona de Influencia Ecológica* (ZIE) de la Reserva Nacional Nonguén.

Estas discusiones se transforman en las primeras semillas para lo que posteriormente se denominaría *Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén*. El año 2010 ocurrió un mega terremoto en Chile, afectando seriamente el suministro de agua potable para la ciudad de Concepción. Sin embargo, los habitantes del Valle Nonguén contaron con agua de excelente calidad proveniente del estero Nonguén que nace en el actual PNN. El agua de este curso hídrico fue vital para abastecer a las personas en medio de la crisis, y aumentó la valoración de la comunidad sobre la importancia de proteger el ecosistema. Paralelamente se comienza a gestar la Asociación de Municipalidades Territorio Nonguén, la cual nace en el año 2016. Esta institución consolida la participación de los tres municipios en donde se emplaza en esos años la RNN: Concepción, Chiguayante y Hualqui.

En el año 2016 se creó el “Plan de Desarrollo Estratégico Territorial de la Asociación de Municipalidades para la Preservación de la Biodiversidad del Territorio Nonguén y Otros Ecosistemas”, el “Estudio Multiamenazas del Territorio Nonguén” ambos realizados por la Universidad de Concepción. Estos documentos fueron el puntapié inicial de una serie de trabajos con la comunidad, instituciones del Estado y el mundo académico por parte de la Asociación Territorio Nonguén. Posteriormente la Asociación de Municipios crea el *Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén* por acuerdo unánime de los Concejos Municipales de las comunas de Chiguayante, Hualqui y Concepción. Con recursos del Ministerio de Educación se desarrolla el proyecto Paisaje de Conservación Nonguén, en conjunto con el Ministerio de Medio Ambiente y la Universidad del Biobío, entre otros actores. Durante los graves incendios que se dieron durante al año 2020 se generó aún más preocupación por la protección de los bosques y la biodiversidad lo que gatillo en este entonces ya con todo el centro de atracción social, ambiental, político y académico que se subiera de estatus en la protección de la RNN y que se transformara en PNN (Asociación de Municipalidades Territorio Nonguén, 2024)

La Reserva Nacional Nonguén pasa a transformarse en Parque Nacional Nonguén, robusteciendo sus facultades de protección de la biodiversidad. Este es un punto de inflexión tras una larga data por posicionar al ecosistema Nonguén como sitio prioritario de conservación en el Gran Concepción y en el país. El descubrimiento de nuevas especies y la valoración de sus ecosistemas empujaron también a incluir a Nonguén en el selecto grupo de Parques Nacionales, teniendo la particularidad de ser la única unidad dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas por el Estado (SNASPE) con la formación vegetal del “Bosque Caducifolio de Concepción”. Además, es el único Parque Nacional emplazado en un área urbana metropolitana. En este proceso se reconoció, mediante instrumentos técnicos elaborados por CONAF, que un 84% del territorio tiene vocación para integrar un Parque Nacional, mientras que el 16% restante puede ser incluido mediante procesos de restauración ecológica para controlar especies invasoras y propagar especies nativas. “La propuesta, que contó con un amplio apoyo local, fue sometida a validación por parte del Consejo de ministros por la Sustentabilidad el 8 de mayo de 2020, siendo dicha moción aprobada por la unanimidad de sus miembros. Es así como luego y mediante el DS N°7 de fecha 5 de abril de 2021, el que es publicado en el Diario Oficial el 31 de agosto del mismo año, se recategoriza como parque nacional la totalidad del territorio” (Asociación de Municipalidades Territorio Nonguén, 2024)

Independientemente de la protección que posee actualmente el PN Nonguén, está expuesto a riesgos y dificultades importantes para su protección, por ejemplo, aún están latentes los riesgos a incendios forestales que acontecen en los veranos a sus alrededores y en el mismo parque, los que, se presentan cada vez con mayor frecuencia, la introducción de especies exóticas como pinos y eucaliptos que son de rápido crecimiento y expansión favorecen la tendencia a proyectar incendios hacia el parque. A esto se suma la intromisión de jaurías de perros asilvestrados que dañan la fauna local, la gran cantidad de loteos irregulares, la venta de parcelas junto con los diversos fenómenos de la expansión urbana y el negocio inmobiliario. En otro ámbito, urge visibilizar los impactos de infraestructuras como tendidos eléctricos, y futuros proyectos de torres de alta tensión que atravesarán el área de amortiguación del Parque Nacional. Estos, junto con otros impactos, van sumando una serie de desafíos para la protección del último relicto del Bosque Caducifolio de Concepción. (Asociación de Municipalidades Territorio Nonguén, 2024).

### **1.6.- Justificación del estudio**

Estos fenómenos diversos que tienen relación con los usos de suelo y la cercanía a asentamientos antrópicos influyen en la protección de áreas naturales con valor ecológico y de biodiversidad, sobre todo cuando se trata de un parque que se ubica espacialmente cerca de ciudades, parcelaciones y monocultivos. Es por esta razón que se establecen áreas de amortiguación o zonas de transición, con la finalidad de garantizar la efectiva protección de áreas naturales importantes en el mundo y el país. Actualmente en Chile una figura administrativa para la extensión de estas zonas de amortiguación o transición son los Paisajes de Conservación, que buscan asegurar la protección de zonas naturales y conservarlas desde la perspectiva educacional, ecológica y administrativa, vinculando el espacio que se relaciona con las áreas protegidas desde una perspectiva civil, científica y política, otorgando nuevas formas de mirar los alrededores de parques nacionales y áreas protegidas, (Ley 21.600 SBASP, 2023). Presentando estos espacios nuevos y diversos desafíos como enfrentar la diversidad de problemáticas anteriormente planteadas. Entre estas importantes problemáticas para la conservación esta la fragmentación de hábitats, ya que fuera del parque existen diversos parches de bosque nativo. En muchos casos son remanentes y extensiones naturales de los ecosistemas del PNN que es un relicto del *Bosque templado de Concepción* (Luebert & Plischoff, 2017) y especies nativas, presentándose en ellos una importante oportunidad de conservación y prolongación espacial para los servicios ecosistémicos y la biodiversidad que forma parte de estos ecosistemas.

Respecto a lo anterior resulta prioritario establecer el estado previo en el que se encuentran los ecosistemas y hábitats para establecer objetivamente los planes y orientaciones que se ejecutaran con la finalidad de cumplir con los objetivos de conservación que se les encomienda a las asociaciones de municipalidades. Estos a su vez deben estar contextualizados con la planificación territorial vigente y futura. siendo este tema uno de los principales motivadores de este estudio, ya que por medio de la caracterización y análisis espacial de los fragmentos se puede realizar una evaluación previa para comprender, que, como y donde es más factible poner los esfuerzos en la conservación y prolongación de los hábitats.

## **2.- Objetivo General, Objetivos Específicos e Hipótesis**

### **2.1.- Objetivo general**

Evaluar la evolución de la fragmentación del bosque nativo y su conectividad ecológica estructural en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén entre los años 2000 y 2024, considerando su relación con los instrumentos de planificación territorial comunal y metropolitano.

### **2.2.- Objetivos específicos**

1.-Caracterizar la evolución de la fragmentación del bosque nativo en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén entre 2000 y 2024. A través de imágenes satelitales.

2.- Evaluar la conectividad ecológica estructural del bosque nativo con los cambios observados en la fragmentación en el periodo de estudio.

3.- Relacionar la conectividad ecológica estructural del bosque nativo con la zonificación de usos de suelo establecidos en los instrumentos de planificación territorial vigentes y las unidades de paisaje del PCTN.

### **2.3.- Hipótesis**

Entre 2000 y 2024 el PCTN ha experimentado un aumento sostenido en la fragmentación del bosque nativo, lo que ha reducido su conectividad ecológica estructural, debido a que la zonificación de usos de suelo definida en los instrumentos de planificación territorial vigentes no ha considerado adecuadamente la relevancia ecológica del bosque para su conservación.

### 3.- Fundamentación teórica

#### 3.1.- Evolución política de la protección de zonas con valor ecológico y natural a nivel internacional.

El medio ambiente es la interfaz por excelencia para el desarrollo de las sociedades a nivel mundial, los problemas ambientales que se han generado a nivel planetario han impulsado variados proyectos de protección ante el “desarrollo” no planificado de los países, buscando frenar y detener esta descontrolada forma de relación entre el crecimiento económico y la naturaleza. Esto destaca la biodiversidad como un importante pilar a proteger, ya que en esto se garantiza la supervivencia de la sociedad mundial. Por ello existen una larga data de esfuerzos en confluencia política y legalmente entre los distintos estados y la relación con el medio ambiente buscando consensos y metas para la protección de la naturaleza a nivel planetario. (Real Ferrer, 2012).

Una de las primeras conferencias internacionales con respecto al medioambiente es la que se celebró en Estocolmo en 1972, en este se plantean cuatro parámetros que se diferencian entre los países que participan en las cumbres ambientales: político/histórico y teórico / filosófico, dejando en claro las disímiles características en que los países enfrentan estas complejidades con respecto al desarrollo económico, medio ambiente y el que hacer en los contextos de países del sur vs los países del norte (Zemelman, 1996). Esta es la conferencia más importante a nivel mundial, ya que rompe la inercia a nivel internacional sobre los temas ambientales que ya tras las guerras y desarrollo industrial dejaban evidentes secuelas y huellas en la naturaleza. Por otro lado, en esta conferencia se plantean puntos importantes para el planeta como el desarme nuclear, impedir la contaminación con tóxicos, apoyar las luchas por el medio ambiente, se establece un día internacional de la tierra que se celebra el 5 de junio, se crea el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (Forcada Barona, 2012) y el Programa Internacional para la Educación Ambiental (PIEA) (Novo, 1995). Que crea la educación ambiental, bases éticas, conceptuales y metodológicas, donde se establecen 27 principios, además, en esta conferencia mundial se logra hacer hincapié en la interdisciplinariedad de los estudios para anteponerse a posibles daños irreversibles al medio ambiente, por otro lado, se plantea que el crecimiento y el desarrollo tienen límites y que los recursos naturales no son ilimitados. Las demás conferencias (Cumbre de Río de 1992 y la cumbre de Johannesburgo el 2002) tienen relación principalmente con el desarrollo sustentable y sostenible y el planteamiento de la agenda 21 propuesta en Río, asegurando que la explotación sea más cercana a lo racional con el fin de que las generaciones futuras puedan acceder a los beneficios ecosistémicos y a las especies de las que las sociedades del planeta se abastecen para sobrevivir y comerciar. Se establecen de manera paralela a estas cumbres reuniones internacionales similares a congresos que fueron independientes de las cumbres oficiales y a su vez paralelas en las mismas ciudades, en las que también se caracterizó una tendencia más relacionada al ecologismo, biogeografía y conservacionismo ambas aglomeraciones consiguieron impactar en las políticas internacionales, sin embargo, la idea de sustentabilidad y sostenibilidad siguen vigentes en las políticas internacionales con clara insistencia (González, 1999).

En muchos casos no fueron alcanzadas las metas de sostenibilidad en su totalidad como por ejemplo las metas Aichi que es el plan estratégico para la diversidad biológica 2011-

2020. Se identificaron carencias de retroalimentación entre los países y fiscalización, sin embargo, se plantean precedentes que fuera de la conservación de áreas naturales con valor ecológico también incluyen la diversidad biológica como un importante pilar en el desarrollo de los ecosistemas variados del planeta. (Obura, 2023).

Actualmente las complejidades que ha presentado el avance de la expansión urbana, la desertificación, y el cambio climático entre varias otras dificultades del “antropoceno” (Trischler, 2017) han empujado a la comunidad internacional a complejizar la comprensión de la conservación y se ha volcado el poder administrativo de estos espacios a los estados-nación bajo parámetros más relacionados a sus latitudes geográficas (Le Galés, 1998). Desde esta perspectiva las cumbres plantean de manera genérica bases a las que los países se han acoplado e ido adaptando a sus realidades como son las Convenciones sobre la Diversidad Biológica (CBD) que son impulsadas por la ONU y sobre todo con la inclusión del cambio climático que es actualmente un fenómeno crítico a nivel planetario (Eschenhagen, 2006).

El desarrollo de estas cumbres y distintos protocolos internacionales sobre la contaminación, cambio climático, medio ambiente y biodiversidad plantean importantes desafíos para los distintos estados, en especial en zonas que poseen biodiversidad concentrada y con alto endemismo, ya que son ecosistemas más vulnerables a las acciones antrópicas y cambio climático, siendo estos lugares prioritarios para la conservación de la biodiversidad única de muchos lugares del planeta. Estos lugares son denominados como puntos calientes o hotspot de biodiversidad.

Según el convenio de las Naciones Unidas sobre diversidad biológica (CDB), se entiende por biodiversidad a la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos los ecosistemas terrestres, marinos, otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas. Lo que en otras palabras se refiere a la totalidad de genes, especies y ecosistemas de una región (Naciones Unidas, 1992; WRI et al., 1992)

En la definición anterior destaca la mención clara sobre los ecosistemas como medio del que forman parte la biodiversidad y la interrelación que existen entre las especies y el equilibrio de estos ecosistemas, es decir, una interrelación compleja de organismos. Cuando esta interrelación compleja se genera en aislamiento o en condiciones características surgen especies de carácter especialistas que se adecuan o adaptan a ecosistemas característicos, ya sea en clima, vegetación, aridez, acidez o temperatura marina, es en estas condiciones donde nacen los hotspot de biodiversidad (Mittermeier, et al., 2011).

Según varios autores los hotspot son regiones con prioridad mundial para la conservación por su alto grado de endemismo y fuerte impacto antrópico; cifras señalan que más del 85% del hábitat original presente en los hotspot ha sido destruido (Mittermeier, et al., 2011). Es por esto que los países han optado por fomentar mediante convenios internacionales la creación y gestión de *áreas protegidas* (AP) las cuales, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) se definen como: “un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la

conservación a largo plazo de la naturaleza, de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados” (Dudley, 2008).

La UICN que funciona desde 1948 hasta la actualidad, plantea que el 40% de la biodiversidad del planeta, el 25% de los bosques y el 26% de los recursos de agua dulce se concentra en Sudamérica. Actualmente la UICN está desarrollando el programa “Naturaleza 2030: Una Unión en Acción” está enfocado en 5 áreas: las personas, la tierra, el agua, los océanos y el clima. (UICN, 2024).

### **3.1.1- Evolución política de la protección de zonas con valor ecológico y natural a nivel nacional.**

La gestión de áreas protegidas en Chile registra sus inicios en el año 1907 con la creación de la primera unidad de área protegida terrestre en el país, la Reserva Forestal Malleco (bosque de Araucarias). Años más tarde, en 1925 se promulga el Decreto Ley N°656 de Bosques estableciendo criterios de bosques con interés público, renovándola en año 1931 con el Decreto Supremo N°4.363, dando incentivos a quienes produjeran bosque en sus terrenos (BCN, 2024). Luego, en 1940 se firma la Convención de Washington para la protección de la flora y fauna y las bellezas escénicas de América. En 1970 se crea la Corporación de Reforestación (COREF), la cual dos años más tarde cambiaría de nombre a Corporación Nacional Forestal (CONAF), órgano de derecho privado con el objetivo de fomentar el desarrollo forestal, la prevención de incendios forestales y la administración de las áreas silvestres protegidas terrestres, bajo el mando del 5 Ministerio de Agricultura. En 1994 la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente N°19.300 crea la Comisión Nacional de Medio Ambiente, entidad pública encargada de la política ambiental, en esta ley se le asigna al estado la administración de un Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas y fomenta las áreas protegidas de propiedad privada. El mismo año Chile ratifica el CBD de las Naciones Unidas, comprometiéndose a metas internacionales de conservación. En los años 2003 y 2005 la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) aprueba la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB) y la Política Nacional de Áreas Protegidas, respectivamente, esta última con el objetivo de establecer un Sistema Nacional de Áreas protegidas terrestres y marinas, integrando esfuerzos públicos y privados. En 2010 entra en vigencia la ley 20.417 creando el Ministerio de Medio Ambiente y estableciendo que se debe crear un proyecto de ley para crear el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, reestableciendo a CONAF como entidad pública (Sierralta et al., 2011). En 2014 se crea el Comité Nacional de Áreas Protegidas como apoyo técnico y de consulta (MMA, 2015). Una fecha más cercana sobre el desarrollo de la protección para áreas protegidas se promulga el 23 de diciembre del año 2023 con sus últimas modificaciones es la ley 21.600. Esta ley crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SBAP) con el objeto de la conservación de la diversidad biológica y la protección del patrimonio natural del país, a través de la preservación, restauración y uso sustentable de genes, especies y ecosistemas. Con patrimonio propio y descentralizada a través de direcciones regionales destinara recursos con la finalidad de fiscalizar promover áreas protegidas públicas y privadas, su finalidad es unir la larga data de protección ambiental repartida entre distintos ministerios (economía, agricultura, cultura, bienes nacionales y medio ambiente) del país, generando un único sistema que se encargue de las áreas protegidas, con mayor financiamiento y enfocada principalmente en la naturaleza dentro y fuera de las áreas protegidas. (Biblioteca del Congreso Nacional, 2023).

### **3.2.- Ley 21.600 Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SBAP)**

Debido a su amplia envergadura se tratarán los temas más relevantes en carácter de conservación, considerando algunos de los aspectos más importantes con respecto a los problemas, desafíos y posibles aciertos en la materia considerando que este es un servicio nuevo, que tiene un reglamento en desarrollo y que se está realizando paralelamente a esto un traspaso de personal desde otros servicios hacia el SBAP, la Ley 21.600 es el marco general para este apartado por lo que todas las letras pertenecen a artículos de esta ley y serán utilizados como cita.

Hasta antes de la Ley SBAP las áreas protegidas eran administradas por la CONAF, que corresponde a un organismo creado principalmente para el fomento de la industria forestal, manteniéndose una regulación más orientada a su fin que a los desafíos que plantean las áreas protegidas, lo que generó una carente integración y dispersa administración de las áreas protegidas en diversos cuerpos normativos que se encontraban a cargo de distintos ministerios.

La Ley SBAP viene a entregar al servicio un rol exclusivamente destinado a la protección de la biodiversidad y administración de las áreas protegidas. Establece el traspaso al servicio de todo el personal de CONAF, o de su sucesor legal, que preste servicios exclusivamente para la administración y gestión de las áreas silvestres protegidas.

#### **3.2.1.- Algunas competencias de la SBAP y la Gestión de Áreas Protegidas**

Las disposiciones aquí señaladas se encuentran en el párrafo 1° de las Normas Generales de la SBAP.

El Servicio ejecuta las políticas, planes y programas definidos en la ley N°19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, específicamente en relación a la conservación y manejo de áreas protegidas (letra a). Luego, se le asigna la tarea de gestionar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, supervisando tanto las áreas protegidas estatales como privadas. Además, tiene la responsabilidad de fiscalizar las actividades que se desarrollen dentro de estas áreas, asegurando su cumplimiento con la normativa correspondiente (letra b).

#### **3.2.2.- Gestión de la biodiversidad**

Sobre la gestión de la biodiversidad El Servicio también está encargado de impulsar, coordinar e implementar estudios e investigaciones para comprender la biodiversidad, su estado, los servicios ecosistémicos que proporciona, las amenazas que enfrenta y su vulnerabilidad al cambio climático. A partir de estos conocimientos, se establecerán acciones prioritarias para su conservación (letra c). En consonancia con esto, se promueve la creación y administración de redes de monitoreo de la biodiversidad, así como la gestión de un sistema de información al respecto (letra d).

El Servicio desempeña un papel importante en la conservación de especies, abarcando desde la elaboración y ejecución de planes de recuperación y conservación de especies, hasta la prevención y control de especies exóticas invasoras, así como también de los planes de restauración ecológica (letra e).

### **3.2.3.- Otras competencias otorgadas al SBAP**

En el ámbito de la educación y sensibilización, el Servicio se encarga de promover acciones para generar conciencia sobre el valor de la biodiversidad, sus amenazas y su relación con el cambio climático (letra h). Asimismo, el Servicio evalúa los impactos de proyectos o actividades sobre la biodiversidad y emite recomendaciones para mitigar, restaurar o compensar dichos impactos en el marco del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (letra i). Otras responsabilidades incluyen la administración del Fondo Nacional de la Biodiversidad (letra j); la emisión de certificados para actividades o sitios que contribuyan a la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (letra k); y la aplicación y fiscalización de normas relacionadas con la protección y conservación de la fauna nativa (letra l). En relación a pesca y acuicultura, el Servicio fiscaliza el cumplimiento normativo en áreas protegidas y participa en la definición de criterios para autorizaciones de repoblación o siembra de especies hidrobiológicas (letras m y n). Además, el Servicio tiene el poder de autorizar la caza o captura en áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y de fiscalizar el cumplimiento de la Ley sobre Caza en estas áreas (letra ñ). En cuanto a la dimensión forestal, el Servicio fiscaliza el cumplimiento de la Ley sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal en áreas protegidas (letra o)

El Servicio puede llevar a cabo publicaciones científicas o de divulgación y celebrar convenios con organismos e instituciones, tanto públicas como privadas, para colaborar en materias de su competencia (letra p). Finalmente, el Servicio puede integrar y participar en la creación de entidades sin fines de lucro orientadas a la conservación de la biodiversidad, y está facultado para nombrar representantes en los órganos de dirección y administración de estas entidades, de acuerdo con lo establecido en la legislación (letra r).

### **3.2.4.- Categorías de protección**

En el presente apartado nos referiremos brevemente a las diversas categorías de protección reconocidas en la regulación actual, el intento de sistematizar las diversas categorías vigentes en la Ley SBAP y las nuevas categorías de protección y sus implicancias.

Uno de los mecanismos más usuales a nivel comparado, es el establecimiento de diversas categorías de protección, que varían según el objeto de protección que se pretenda resguardar. Sin embargo, en la práctica ocurre que los distintos países, crean categorías de protección basadas en criterios propios, haciendo difícil el diálogo entre los distintos sistemas y categorías, creando complejidades a la hora de establecer criterios genéricos para las áreas protegidas a nivel internacional. Por esta razón, la UICN elaboró, una propuesta de clasificaciones publicada en 1994 cuyo propósito es “crear un mejor entendimiento entre todos aquellos interesados en las diferentes categorías de áreas protegidas” (UICN, 1994), basada en los objetivos de manejo y que permitiera una homologación de las categorías diversas e hiciera posible un entendimiento común aun en la diversidad. (anexo 1)

En Chile, existían distintas categorías de áreas protegidas reconocidas, las cuales se han intentado homologar de acuerdo con los criterios establecidos por la UICN. A

continuación, se exponen las nueve principales reconocidas por el Ministerio de Medio Ambiente y que cumplen con los siguientes criterios: (i) tienen como objeto de conservación la biodiversidad; (ii) cuentan con planes de manejo y; (iii) tienen mecanismos institucionales para su planificación, designación y manejo:

1) Parque Marino, 2) Reserva de Regiones Vírgenes, 3) Parque Nacional, 4) Monumento Natural, 5) Santuario de la Naturaleza, 6) Reserva Forestal, 7) Reserva Nacional, 8) Reserva Marina y 9) Áreas Marinas Costera de Múltiples Usos

### 3.2.5.- Las nuevas categorías de protección y sus implicancias

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas se encuentra constituido por el conjunto de áreas protegidas del Estado y las privadas, sean terrestres o acuáticas, marinas, continentales e insulares. Se le entrega al Servicio la gestión del Sistema. Ésta debe hacerse de manera eficaz, integral y equitativa, bajo las diversas categorías de protección, considerando mecanismos de participación ciudadana, así como estrategias e instrumentos de gestión y de financiamiento

Las categorías de protección pasan a sistematizarse en seis categorías, que las agrupan según el grado de protección y el manejo pretendido. La Ley establece su definición, objetivo y actividades permitidas y/o prohibidas: contenidas en el anexo 2.

### 3.2.6.- Homologación entre SBAP y UICN

A partir de las categorías establecidas en la ley y comparándolas con aquellas reconocidas por UICN (anexo 1) se ha buscado hacer una homologación para verificar la similitud de clasificaciones, tal como muestra el Cuadro N°1. En ella se ve que existe una relación importante entre las nuevas categorías de protección integradas en la Ley con las desarrolladas por UICN.

Tabla N°1.- Homologación de SBAP a UICN

<b>Categorización SBAP</b>	<b>Categorización UICN</b>
1. Reserva de Región Virgen	I. Reserva Natural Estricta
2. Parque Nacional	II. Parque Nacional
3. Monumento Natural	III. Monumento Natural
4. Reserva Nacional	IV. Área de manejo de hábitat/especies V. Paisaje terrestre o marino protegido
5. Área de Conservación de Múltiples Usos 6. Área de Conservación de Pueblos Indígenas	VI. Área protegida con manejo de Recursos Naturales

Fuente: Elaboración propia en base a la tabla del Ministerio de Medio Ambiente 2024.

Las categorizaciones previas pasan a formar parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas incorporándose a la reclasificación establecida, como se indica a continuación en el cuadro N°2

Tabla N°2 Categorizaciones actuales y previas de la SBAP

<b>Categoría Ley SBAP</b>	<b>Categorización anterior a Ley SBAP</b>
1. Reserva de región virgen	1. Reservas de región virgen
2. Parque Nacional	2. Parques marinos - Parques nacionales - Parques nacionales de turismo
3. Monumento Natural	3. Monumentos naturales
4. Reserva Nacional	4. Reservas marinas - Reservas nacionales - Reservas forestales
5. Área de Conservación de Múltiples Usos	5. Áreas marinas y costeras protegidas
6. Área de Conservación de Pueblos Indígenas	6. N/A

Fuente: elaboración propia en base al MMA, 2024.

Asimismo, las áreas protegidas de carácter privado pasan a formar parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, debiendo acogerse a alguna de las categorías previamente indicadas.

Respecto de los sitios Ramsar o humedales de importancia internacional que no se encuentren dentro de otra área protegida, la Ley estableció que corresponderá al Servicio proponer al Ministerio del Medio Ambiente la categoría aplicable para que este lo declare como tal. En el caso de que el sitio Ramsar o humedal sea de propiedad privada, se requerirá consentimiento del propietario para su afectación como área protegida. En cuanto a las reservas marinas, santuarios de la naturaleza y los bienes nacionales protegidos existentes a la fecha de publicación de la Ley, deberán ser sometidos a un proceso de homologación. En tal sentido, deberá determinarse por el Estado:

- a. Si una reserva marina corresponde a una Reserva de Interés Pesquero o Reserva Nacional;
- b. A qué categoría de las seis corresponde un santuario de la naturaleza. En caso de que se ubique en propiedad privada, requerirá consentimiento del propietario para definir la reclasificación;
- c. A qué categoría corresponde un determinado bien nacional protegido

Para lo anterior se otorga un plazo de cinco años, previniendo que la reclasificación u homologación en ningún caso podrá reducir el grado de protección, jerarquía o superficie de un área protegida.

Si bien las categorías de protección establecidas implican algún grado de limitación respecto de las actividades que podrán llevarse a cabo en ellas, dicha limitación no es absoluta. En tal sentido la propia Ley ha reconocido la posibilidad de otorgamiento de

concesiones al interior de áreas protegidas, las cuales podrán tener una duración máxima de 30 años

Dentro de las concesiones admitidas, encontramos que estas pueden ser otorgadas en áreas protegidas del Estado para actividades de investigación científica, de educación o turismo que requieran la instalación de infraestructura. Lo anterior, siempre y cuando se respete el objeto de protección y se ajuste a los planes de manejo respectivos.

Adicionalmente, la Ley ha establecido una categoría diversa de concesiones denominada “concesiones sectoriales” que se encuentran descritas en el artículo 92. Éstas corresponden a fines distintos a los indicados anteriormente, tales como las concesiones de acuicultura o concesiones mineras. Respecto de estas concesiones se ha establecido que ellas se regirán por sus leyes respectivas, pero deben presentar un plan de manejo y en los casos de reserva de región virgen, parque nacional y monumento natural queda prohibida su concesión si es que esta tuviera fines comerciales que quedan descritos en el artículo 63, refiriéndose estos a la extracción y la infraestructura industrial.

Las distintas categorías identifican objetivos y eventuales actividades prohibidas o permitidas según corresponda. La Ley estableció que todo proyecto o actividad que se pretendiera llevar a cabo dentro de estas áreas deberá respetar la categoría y el objeto de protección, debiendo ser compatible con el plan de manejo del área respectiva.

### **3.2.7.- Nuevo Marco Global para la Biodiversidad y la necesidad de actualización de las estrategias nacionales y regionales de biodiversidad**

Chile ratificó el Convenio sobre la Diversidad Biológica en 1994, comprometiéndose a conservar y utilizar la biodiversidad de manera sostenible. En 2003, se creó la primera Estrategia Nacional de Biodiversidad para cumplir con este objetivo. Ya en 2010, se adoptó el “Plan Estratégico para la Diversidad Biológica y las Metas Aichi” a nivel internacional, lo que llevó a Chile a actualizar su ENB en 2017. (MMA, 2024)

De manera adicional a la Estrategia Nacional de Biodiversidad, en Chile se desarrollaron Estrategias Regionales para la Conservación de la Biodiversidad. En ambas se incorpora la denominación de “Sitios Prioritarios para la Conservación de la Biodiversidad”. Los sitios prioritarios corresponden a espacios geográficos terrestres, de aguas continentales, costeros o marinos de alto valor para la conservación, identificados por su aporte a la representatividad ecosistémica, su singularidad ecológica o por constituir el hábitat de especies amenazadas. (MMA, 2024)

Por lo tanto, para las estrategias regionales y para la Estrategia Nacional de Biodiversidad se da una misma definición, sin embargo, actualmente, existen en nuestro país 331 sitios prioritarios, de los cuales sólo 64 han sido identificados en la Estrategia Nacional de Biodiversidad, mientras que los 267 restantes han sido incorporados en las Estrategias Regionales. De ellos, sólo los reconocidos en la Estrategia Nacional han sido efectivamente tomados en cuenta por nuestro Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, es decir, sólo 64 de los 331 sitios prioritarios identificados son considerados

al momento de determinar la necesidad de un Estudio de Impacto Ambiental para un proyecto o actividad sometido a evaluación. (MMA, 2024)

Lo que deja en evidencia una clara incongruencia con respecto a la definición de sitio prioritario, es decir existen sitios prioritarios, pero en su mayoría no se ejecutan estudios de impacto ambiental en caso de su intervención, este tema no lo toma en cuenta el servicio como tal, en cambio, otorga 2 años para que el ministerio de medio ambiente identifique y declare cuales de estos sitios prioritarios serán incluidos en la Estrategia Nacional de Biodiversidad y se acople a la nueva normativa (artículo octavo transitorio, SBAP).

Lo anterior podría generar que sitios ya considerados como prioritarios en la Estrategia Nacional dejen de estarlo. Por otro lado, que los 267 sitios prioritarios reconocidos en las estrategias regionales se sigan degradando mientras se decide su estatus de protección considerando además que las concesiones previas a la entrada en vigencia de la ley seguirán en funcionamiento junto a las que estaban en tramitación.

Adicionalmente, es necesario considerar que la estrategia nacional y las regionales se crearon en miras al cumplimiento de las metas Aichi. Éstas han sido reemplazadas y superadas por el nuevo Marco Global para la Biodiversidad (MGB), adoptado tras la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (COP15) de Kunming-Montreal.

### **3.2.8.- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (COP15) de Kunming-Montreal. (CBD - COP 15)**

El Marco Global de Kunming-Montreal contempla cuatro objetivos y 23 metas. Dentro de ellos, los estados se comprometieron a procurar que al menos el 30% de las zonas terrestres, de aguas continentales y costeras y marinas se conserven y gestionen eficazmente al 2030. Lo anterior justamente reconociendo la necesidad de mayor ambición en la conservación de la biodiversidad.

El Marco consta de cuatro objetivos globales generales para proteger la naturaleza, que incluyen: 1) detener la extinción inducida por los seres humanos de las especies en peligro de extinción y, para 2050, se reduce a la décima parte el ritmo y el riesgo de la extinción de todas las especies; 2) la diversidad biológica se utiliza y gestiona de manera sostenible y las contribuciones de la naturaleza a las personas, tales como las funciones y los servicios de los ecosistemas se valoran, se mantienen y se mejoran; 3) todo beneficio de la utilización de los recursos genéticos e información de secuencias digitales sobre los recursos genéticos se comparte en forma justa y equitativa; y 4) los medios de implementación adecuados para aplicar plenamente el Marco son accesibles de manera equitativa a todas las Partes, especialmente a los países en desarrollo y los pequeños Estados insulares en desarrollo. (CBD, 2024)

Dentro de las 23 metas que se han planteado destacan para el presente estudio a modo de ejemplo las siguientes.

- Conservar y gestionar de manera eficaz al menos el 30% de las zonas terrestres, de aguas continentales y costeras y marinas. En la actualidad, el 17% de las

zonas terrestres y el 8% de las zonas marinas han sido declaradas áreas protegidas, (nivel mundial)

- Restaurar de manera efectiva el 30% de los ecosistemas terrestres, costeros, marinos y de aguas continentales
- Acercar a cero la pérdida de superficies de suma importancia para la biodiversidad, incluidos los ecosistemas de gran integridad ecológica
- Eliminar gradualmente o reformar los incentivos perjudiciales para la biodiversidad en al menos US\$ 500.000 millones por año, al tiempo que aumentan los incentivos positivos para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad
- Movilizar al menos US\$ 200.000 millones anuales de fuentes públicas y privadas para la financiación de la ejecución de planes y estrategias relativas a la biodiversidad
- Velar por que las empresas transnacionales y las instituciones financieras controlen, evalúen y difundan con transparencia y regularidad sus riesgos y efectos en la biodiversidad, junto con sus operaciones, sus cadenas de suministro y de valor y sus carteras.

#### **3.2.8.1.- CBD - COP16**

Fuera de esto y a modo de actualización se celebró el 2024 la COP16 de biodiversidad la que tiene importantes avances en la materia de áreas protegidas marítimas ligada a las Áreas Marinas Ecológicamente o Biológicamente Significativas (EBSA, por sus siglas en inglés) y que son definidas por la CBD como zonas del océano donde “de un modo u otro se cumplen funciones importantes, con un significado ecológico y biológico claves para el buen funcionamiento de los océanos y los numerosos servicios ecosistémicos que prestan”. Además, se creó el fondo Cali y se integraron la conservación de conocimientos tradicionales de pueblos indígenas. (CBD, 2024)

Es esencial actualizar cuanto antes las estrategias (nacional y regionales) de los países para evitar la degradación progresiva de sus ecosistemas, adecuándose a los nuevos estándares y buscar la protección efectiva de los sitios prioritarios a través de los instrumentos de la Ley SBAP.

#### **3.2.9.- Planes de manejo**

De acuerdo al artículo 71 de la SBAP, el plan de manejo constituye el marco legal del área protegida, tanto para su gestión como para la definición de actividades permitidas y prohibidas. Los planes de manejo constituyen el instrumento principal para la administración y adecuada gestión de las áreas protegidas y que marcará la pauta respecto de lo que en ellas procede.

Tal es su relevancia, que la Ley SBAP estableció la prohibición de otorgar concesiones de cualquier tipo al interior de áreas protegidas que no cuenten con plan de manejo, aun cuando estas correspondan a actividades que a priori serían compatibles con la

categoría asignada. Es decir, no existe posibilidad de funcionamiento sin plan de manejo, este sería obligatorio. (CBN, 2024)

Por medio del plan de manejo se considerarán las presiones y amenazas de los objetos de protección; se creará un plan de monitoreo y seguimiento; definirá zonas de amortiguación en caso de que correspondan, y establecerá un plan de prevención y contingencia contra incendios, entre otras materias.

De acuerdo con la Cuenta Pública de CONAF del año 2022, en la actualidad el SNASPE cuenta con 107 áreas silvestres protegidas, de las cuales 86 cuentan con planes de manejo, lo que corresponde al 80,3% y se habría iniciado la elaboración de planes de manejo de otras 12 áreas protegidas. Una recategorización de las áreas protegidas implica, a su vez, una actualización de los respectivos planes de manejo de conformidad a la categoría correspondiente. Esto trae como consecuencia que, además de la necesidad de elaborar los planes para aquellas áreas que se encuentran desprovistas de una regulación propia, se deba actualizar todos aquellos planes existentes. Por lo tanto, hay una ardua tarea de actualización con la SBAP.

Adicionalmente, la Ley estableció que la elaboración y revisión deberá efectuarse de conformidad con un reglamento, cuya creación corresponde al Ministerio de Medio Ambiente, para el cual cuenta con un plazo de 2 años.

La nueva normativa exige que para poder permitir actividades productivas en áreas protegidas por vía de concesión sectorial o permiso estas deben contar con un plan de manejo. Sin embargo, esto sólo aplica para las nuevas solicitudes, manteniéndose en plena vigencia aquellas actividades que existen con anterioridad a la publicación de la Ley. (CBN, 2024)

Esto constituye un contrasentido respecto de los objetivos propios de la nueva normativa. Deberán elaborarse planes de manejo para una adecuada gestión de las áreas protegidas, que podrá verse intervenida por actividades y usos que no correspondan a la categoría asignada. En tal caso entonces, los planes internalizarán, como una variable ambiental más, los impactos de la industria, impactos que atentan contra los objetivos propios de conservación de la biodiversidad, lo que podría implicar una degradación progresiva de los ecosistemas. Situación que resulta aún más compleja si a ello se suman las demoras en la generación de planes y concesiones que pueden durar hasta 29 años. (Perillán, 2023)

Un ejemplo de ello es el caso de la reserva nacional Keweskar que cuenta con 2.628.429,20 (ha) y está ubicada entre las comunas de Puerto Natales, Río Verde y Punta Arenas esta para el 2023 aun no contaba con un plan de manejo y tiene 67 concesiones de salmonicultura aprobadas más las que están en tramitación (a enero del 2023). (MMA, 2024)

Muchas de ellas han sido sancionadas reiteradamente por incumplimientos normativos, llegando incluso a revocar sus permisos ambientales por la alteración que producen en el fondo marino y los efectos que producen los escapes de esta especie exótica en la fauna endémica (MMA, 2024). Esto da cuenta de que tenemos categorías de protección que han resultado insuficientes y que se mantienen en la desprotección dentro de una nueva legislación al respecto considerando en especial que la acuicultura y pesca están

sometidas a los criterios de la ley de pesca, lo que también plantea una incomunicación entre objetivos legislativos.

Por lo anterior es urgente que se generen planes de manejo que logren dar real protección a la biodiversidad y ecosistemas que están siendo afectados y en algunos casos depredados por las externalidades negativas de la producción en sus diversas áreas, lo que plantea el desafío de conjugar la economía con el equilibrio natural de manera objetiva y no solo de forma nominal. Por otro lado, la idea de unificación por medio de la SBAP no debiera dejar fuera la ley de pesca ya que esta tiene directa relación con especies nacionales que están en peligro de extinción. A este respecto se espera que la COP16 y sus futuras herramientas se orienten a complejizar las figuras que tratan no solo las zonas costeras sino también la denominada alta mar. (MMA, 2024)

### **3.2.10.- Protección fuera de las áreas protegidas y la amenaza productiva**

Sabemos que las áreas protegidas siguen siendo afectadas por actividades productivas intensivas que se desarrollan en su interior y que dicha situación no se modificará con la entrada en vigencia de la Ley SBAP. En este contexto, cabe preguntarse qué queda para el resto de los espacios naturales que no gozan de esa protección especial.

La Ley SBAP hace presente en diversas disposiciones que las labores de conservación, no se reducen a la constitución de áreas protegidas. Existe un valor y un deber de protección por fuera de dichos espacios, para lo cual crea instrumentos de conservación ambiental y establece ciertas infracciones específicas para ciertas acciones.

Sin embargo, es relativamente complejo administrar áreas que se encuentran en avanzada degradación y fragmentación, ya que la distribución de dichas zonas es bastante amplia y se expresa entre áreas públicas, privadas y distintos usos de suelo.

Un ejemplo de lo anterior son las parcelas diamante (lugares de valor ecológico, pero sin plan ecológico), o la deforestación azul que está relacionada a las algas y plantas marinas de las cuales se estiman importantes capturas de carbono y producción de oxígeno. Las microalgas y macroalgas producirían entre el 50% y el 85% del oxígeno que se libera a la atmósfera. Chile es el país que más deforesta bosques submarinos en el mundo, alcanzando el 48% de la cosecha mundial de macroalgas pardas (UN, 2023). Este es un pequeño ejemplo de lo que significa realmente la problemática fuera de las áreas protegidas.

La Ley SBAP incorpora dentro de sus instrumentos a la planificación ecológica. Por medio de ella se definirán prioridades de conservación de la biodiversidad, debiendo incluirse la identificación de sitios prioritarios; identificación de usos del territorio; la identificación de los procesos y categorías de actividades que tengan o sea probable que tengan efectos perjudiciales en la conservación de la biodiversidad con relación a áreas determinadas, entre otros.

Será un desafío para la implementación de la Ley que la planificación ecológica pueda ser un mecanismo efectivo y, en caso de lograrlo, representa una gran oportunidad para gestionar de mejor manera los territorios. Para esto, será necesario efectuar de la forma más completa posible los catastros de humedales, efectuar la clasificación de ecosistemas según su estado de conservación y crear los planes de manejo para la

conservación, además de la debida fiscalización a las actividades que ilegalmente están afectando a los distintos ecosistemas.

### **3.2.11.- Paisajes de conservación**

Una de las innovaciones que incluye la nueva ley es la incorporación de los paisajes de conservación. Estos son definidos por La ley 21.600 SBASP en el artículo 3° párrafo 19: el Paisaje de conservación: área que posee un patrimonio natural y valores culturales y paisajísticos asociados de especial interés regional o local para su conservación y que, en el marco de un acuerdo promovido por uno o más municipios, es gestionado a través de un acuerdo de adhesión voluntaria entre los miembros de la comunidad local.

Para su creación, uno o más municipios deberán solicitar su creación al Servicio acompañando un informe técnico que dé cuenta de los valores naturales, culturales y paisajísticos asociados, la forma de gestión y cartas de consentimiento de quienes adscriban al paisaje de conservación. Luego, corresponderá a los municipios la elaboración de su plan de manejo con apoyo del Servicio.

De este modo se promueve la interacción entre las comunidades locales para que puedan decidir respecto de la gestión del territorio y que, por medio de acuerdos de adhesión voluntaria, puedan definir espacios a proteger, canalizando dicha voluntad a través de la autoridad local.

Esta figura de protección constituye una oportunidad para fomentar la toma de decisiones de modo descentralizado e incentiva la participación de la ciudadanía. Para ello será clave el rol que detenten los municipios en la promoción dentro de sus territorios de espacios de participación que propicien la generación de acuerdos y planificación del territorio desde sus propios habitantes.

Algunos Proyectos de Paisaje de Conservación son en Chile los de Valle Río San Pedro, en la región de Los Ríos, el Paisaje de Conservación de Alhué de la región Metropolitana, sumándose a estos el proyecto planteado por la Asociación de Municipalidades del Territorio Nonguén que sería el Paisaje de Conservación del territorio Nonguén.

### **3.2.12.- Planes de manejo y gestión de áreas protegidas**

El análisis de la Ley SBAP revela una serie de desafíos y oportunidades cruciales para la conservación de la biodiversidad en el país. La efectividad de la conservación depende en gran medida de los planes de manejo y la gestión de las áreas protegidas. La creación y actualización oportuna de estos planes son esenciales para mitigar la degradación de los ecosistemas y garantizar una gestión sostenible a largo plazo. Sin embargo, no debemos olvidar que la ley también extiende su alcance más allá de las áreas protegidas; la fragmentación y degradación de los ecosistemas a raíz de las actividades intensivas son preocupaciones críticas que deberán ser abordadas en su implementación.

La inclusión de paisajes de conservación es una innovación positiva, fomentando la participación comunitaria en la gestión del territorio. La colaboración entre municipios y comunidades locales es fundamental para definir y proteger los espacios de interés local.

Se hace necesario que la implementación de la Ley sea coherente con los compromisos internacionales, como el Marco Global para la Biodiversidad que fueron planteados anteriormente (CBDs) y la actualización y comunicación entre la Estrategia Nacional de Biodiversidad y los planes estratégicos regionales.

Esta ley representa un paso positivo hacia la conservación de la biodiversidad en Chile. Sin embargo, es crucial abordar, entre otras, las materias identificadas y tomar medidas concretas para fortalecer su proceso de implementación. Lo anterior requiere una acción coordinada entre el gobierno, las comunidades locales y otros actores relevantes para garantizar un enfoque integral de conservación que proteja la biodiversidad del país para las generaciones futuras de manera efectiva y real.

### **3.3.- El Paisaje como unidad en la Geografía**

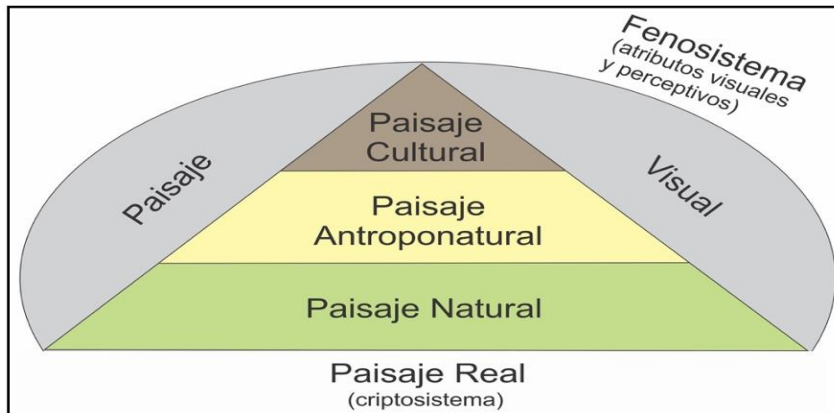
El paisaje es un elemento fundamental en la geografía, este se ha desarrollado con mayor interés en el contexto de años de globalización económica y explotación de la naturaleza, dejando así conflictos ambientales y problemáticas económicas a distintas escalas y en distintos escenarios del planeta. La historia de la visión de paisaje tiene un amplio historial. En esta parte se tratará directamente los asuntos que ha resuelto la visión geográfica sobre las visiones teóricas y prácticas de lo que es el paisaje.

El paisaje ha sido ampliamente utilizado como concepto en distintas ciencias y expresiones como la antropología, arquitectura, arte, entre otras, este concepto ha sido resumido en dos grandes aristas que son: sus dimensiones en la *percepción* y el *análisis*, para esto se otorga al paisaje ciertos atributos que pueden ser 5 principales el artístico, recreativo, científico, operativo y humanístico (Sancho & Del Campo, 2018) y que en muchos estudios del paisaje se refieren a estas dos grandes diferenciaciones que son la visual (percepción) y la sistémica u holística (análisis).

La primera dimensión considera al paisaje como la imagen del territorio o el “panorama” que percibe el observador y que se construye a partir de la combinación de formas, tamaños, colores, texturas, sombras, grados de nitidez y otros rasgos asociados, mediante procesos donde interviene no solo el paisaje real, sino la cultura e historia que el individuo tiene de forma individual y social, sobre dicho paisaje (Salinas Chávez et al., 2019; Mateo Rodríguez, 2013).

La segunda dimensión se refiere al paisaje como una “realidad” material y objetiva, que se interesa no sólo por los caracteres fisionómico-estructurales que definen el aspecto visual del paisaje, sino también por su contenido y funcionamiento interior, que le da origen, mediante el estudio de las interrelaciones entre los diferentes componentes abióticos y bióticos que lo forman y que se establecen a partir del flujo e intercambio de materia - energía y posibilitan que el mismo tenga una estructura, un funcionamiento, una dinámica y una evolución particular (Muñoz, 1989; Richard, 1985; Zonneveld, 1995; Mateo Rodríguez, 2011).

Cuadro 1.- Visiones del Paisaje: el Fenosistema y el Paisaje real.



Fuente: Las dimensiones del paisaje (González-Bernáldez, 1981)

A modo de análisis del cuadro N°1 se puede sintetizar que la percepción del paisaje es algo que desde el punto de vista del fenosistema, tiene que ver con algo visual y perceptivo lo que lo relaciona a su vez con lo social y subjetivo (complejo), mientras que la visión de criptosistema o paisaje real nos intenta acercar a las dimensiones abióticas y bióticas que interactúan en la construcción del mismo paisaje, por ejemplo, desde un punto de vista se puede ver un cuadro hermoso para pintar y desde la otra perspectiva se puede ver un complejo ecosistema que está en funcionamiento en conjunto con todas sus perturbaciones antropogénicas, considerando que lo cultural y antropogénico influye en ambos casos, ya que desde el punto de vista de percepción influye la cultura y está también influye en la configuración espacial del paisaje lo que en algunos casos es denominado paisaje cultural, como lo son el desarrollo de ciudades, cementerios, áreas recreativas, sin embargo la diferencia entre ambas percepciones es que una se encarga de la contemplación y la otra de la comprensión del funcionamiento holístico del paisaje y su configuración como unidad.

El paisaje es, como destacan muchos autores, una representación filosófica y social donde cada sociedad, mediante su cultura e intencionalidad social, le imprime una particular plasticidad y naturaleza (Vitte, 2007) y una representación de un periodo histórico determinado (Ab'Sáber, 2003). Es necesario entender que los paisajes se transforman a su vez por componentes climáticos y también antropogénicos, ambos poseen una movilidad y cambios a medida que se desarrolla cronológicamente el tiempo, lo que a su vez va imprimiendo cambios paisajísticos como es el caso de la fragmentación de hábitats, la expansión urbana, el avance de la desertificación, el movimiento de dunas, entre otros muchos ejemplos.

### **3.3.1.- La visión de paisaje en la historia, breve reseña de algunas escuelas en el mundo.**

#### **3.3.1.1.- El siglo XIX y el paisaje**

Alexander Von Humboldt (1769-1859) puede ser considerado como el iniciador de los estudios científicos sobre los landschafts (paisajes). Sus numerosos viajes y

publicaciones le permitieron realizar importantes aportes a la ciencia mundial, definiendo en sus obras de manera clara al paisaje como “Der totale Character einer Erdgegend” (el carácter total de una región de la Tierra), considerándolo como una totalidad natural, entendiéndolo además en sus dimensiones humana, cultural, e incluso estética y como la gente lo percibe (Zonelveld, 1995; Pedras, 2000; Vitte y Springer, 2011). Así Humboldt logro plantear una vision holística sin perder de vista la totalidad, diferenciando paisajes y otorgándoles visiones que integran lo antropogénico y natural.

### **3.3.1.2.- Primera mitad del siglo XX**

Ratzel y Hettner consolidan la tradición humanista del landschaft (paisaje) que en gran parte heredó las tradiciones de la antropogeografía alemana, al mismo tiempo que las investigaciones de Schluter, Passarge y Von Richthoffen analizaban el paisaje natural de forma estructural. Así la escuela alemana entendió los paisajes como la morfología del territorio, visto en dos direcciones: el paisaje natural y el cultural (Martínez de Pisón, 1998), por otro lado, Carl Troll propone la creación de la “Geoecología” como nueva disciplina científica, a partir de sus trabajos iniciales (Troll, 1939) cuando la nombró “Ecología del Paisaje”, la cual definió como “la ciencia sobre los complejos naturales, que condiciona las interrelaciones entre los seres vivos y su medio en los paisajes”. Según Troll, esta nueva disciplina uniría el enfoque paisajístico, que estudia la diferenciación espacial de la superficie terrestre en interrelación entre los fenómenos naturales, con el enfoque biológico–ecológico, que investiga las interrelaciones funcionales de los fenómenos y complejos naturales como sistemas ecológicos. De tal manera, esta puede ser considerada como una rama de la Ciencia del Paisaje, encaminada al conocimiento de las propiedades y funciones ecológicas de los paisajes, que estudia los paisajes naturales, antroponaturales y culturales, en los niveles global, regional y local, en calidad de medios de vida (de hábitat) de los organismos y los seres humanos y de las actividades socioeconómicas de los grupos sociales (Timashev, 2008; Troll, 1966; 1971; Klink, 1981).

Por otro lado, en EEUU la visión de paisaje cultural fue afirmado fuertemente por Carl Sauer en 1925. Para el la cultura es el agente, el área natural es el medio y el paisaje cultural es el resultado (Sauer, 1925)

En Francia, los estudios del paisaje en esa época tuvieron un contexto sociocultural a partir de la corriente posibilista, desarrollada en torno al geógrafo e historiador francés Paul Vidal de La Blache (1818-1945), para quien el paisaje era la expresión del género de vida; es decir, de los instrumentos creados por los seres humanos y del estilo de vida, desde una posición y un punto de partida antropocéntrico. El concepto de región se conjuga como el área donde domina un paisaje (La Blache, 1954). El concepto de paisaje adquiriendo notable entidad como resultado tangible espacial, como “artefacto” geográfico producido por la adaptación del hombre al medio y del medio al hombre, como expresión del género de vida agrario y urbano, y como la relación entre la civilización y su espacio (Martínez de Pisón, 1998).

Por otro lado en rusia estos estudios después de la fundación de la Unión Soviética tomaron un carácter naturocentrista descartando la influencia antropogénica en los paisajes (Frolova, 2001)

### 3.3.1.3.- Segunda mitad del siglo XX

Esta etapa está marcada por el avance tecnológico y la consolidación de los sistemas de información relacionadas a la topografía y estudio de los territorios de manera estratégica ya que sucede a los procesos de la primera y segunda guerra mundial. Esto propició el amplio desarrollo de la Geografía y las ciencias afines. En especial los estudios en distintas escalas como el global, regional y local que llevaron a cabo los rusos en distintas partes del mundo principalmente provenientes de la Universidad Estatal de Moscú. Este enfoque permitió establecer los límites de los paisajes, su estructura taxonómica, las regularidades de su evolución y diferenciación, lo cual constituye la base del método paisajístico para la distinción y taxonomía de las unidades de paisaje en los distintos niveles de estudio (Riabchikov, 1972; Isachenko, 1973; Solntsev, 1962; Shishenko, 1988; Nikolaiev, 2006).

También Sochava en su libro “Introducción a la Teoría de los Geosistemas” (1978) propone el concepto de *Geosistema* como “el espacio terrestre de todas las dimensiones, donde los componentes individuales de la naturaleza se encuentran en una relación sistémica unos con otros, y como una determinada integridad interactúan con la esfera cósmica y la sociedad humana”. Considerando esta interrelación como la visualización de problemas concretos en la sociedad. (Demek, 1978; M. Rodríguez & Silva, 2019, M. Rodríguez & Silva, 2006).

Por otro lado Georges y Claude Bertrand publicaron al español el libro titulado “Una Géographie Traversière. L’environnement à travers territoires et temporalités” (Una geografía transversal, el medio ambiente a través de territorios y temporalidades), donde se recopila sus trabajos desde los inicios en 1968 hasta el planteamiento de su muy conocido Sistema GTP (Geosistema, Territorio y Paisaje) para el estudio integrado de las dimensiones natural y cultural de los paisajes (Bertrand, 1968; Bertrand y Bertrand, 2006; Beroutchachvili y Bertrand, 1978; Moreira, 2019; Rougerie y Berouchachvili, 1991; Passos, 2001; García-Romero y Muñoz, 2002).

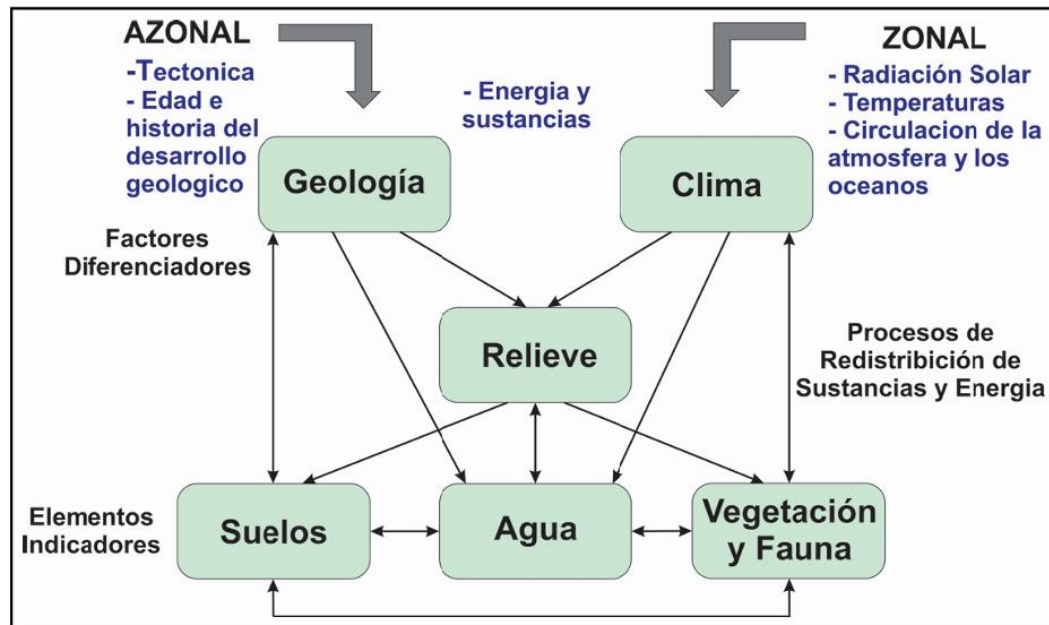
### 3.3.1.4.- El siglo XXI y las ciencias del paisaje

El concepto fundamental de la Geoecología o Ciencia del Paisaje en este nuevo siglo es el de paisaje y su interpretación como geosistema, refiriéndose cada vez más este como una concepción idónea para entender de manera inter y transdisciplinariamente la cuestión ambiental, sumando a esto la perspectiva biológica mediante la Ecología del Paisaje (Antipov et al., 2006; Lechniv et al., 2008).

Para algunos autores se considera el *paisaje* como un sistema espacio-temporal complejo y abierto que se origina y evoluciona en la interface naturaleza-sociedad, integrado por elementos naturales y antrópicos, con una estructura, funcionamiento, dinámica y evolución propias, que le confieren integridad, límites espaciales y jerarquización, constituyendo una asociación de elementos y fenómenos en constante y compleja interacción, movimiento e intercambio de energía, materia e información (Mateo Rodríguez, 2011; Bastian y Steinhardt, 2002; Kiyotani, 2014; Salinas Chávez y Remond, 2015; Isachenko, 1973).

Para la clasificación y delimitación de las unidades de paisaje, se considera que los paisajes existentes en un territorio específico se forman bajo la influencia de determinados factores y procesos que pueden ser divididos en factores diferenciadores y elementos indicadores los que están esquematizados en el cuadro N°2.

Cuadro 2.- Factores diferenciadores e indicadores de los paisajes.



Fuente: Nikolaiev, en Mateo Rodríguez, 2011.

Los primeros elementos están relacionados con la azonalidad y la zonalidad, que se interrelacionan con la energía solar que se recibe en cada lugar de la Tierra y a la energía interna, producto de los procesos de formación y desarrollo de nuestro planeta. Estos dos factores se manifiestan de forma diferente, tanto espacial como temporalmente, y determinan las regularidades más generales de la diferenciación espacial de los paisajes sobre la superficie terrestre y, por tanto, permiten establecer las grandes unidades de paisaje en un sistema de clasificación determinado.

Estas unidades a su vez pueden ser subdivididas atendiendo a los llamados elementos indicadores, que son el resultado de las diferentes combinaciones de los anteriores en un territorio en particular a partir de los procesos de redistribución de la energía y la materia que realiza el relieve y de los procesos de auto-organización de naturaleza pedogenética y ecológica (Targulian y Krasilnikov, 2007). Adicionalmente, la formación de los diferentes paisajes es afectada por los diferentes sistemas de uso de la tierra implementados a lo largo de la historia.

En esta clasificación entran de manera genérica los paisajes que componen el planeta, existiendo en relación a ellos distintas metodologías para su clasificación y comprensión, en las cuales interviene la escala de desarrollo de los mismos y sus transformaciones en contacto con el desarrollo antropogénico, mas todos los factores que se involucran en la construcción del paisaje.

### **3.3.2.- Clasificación de las unidades de paisaje**

Para la clasificación de las unidades de paisaje y utilizando como base la consideración de la existencia de factores zonales y azonales en su formación, que se ha señalado en el cuadro N°2, se utilizan tres enfoques básicos que son: tipológico, regional y topológico o local. Estos últimos tienen relación con las dimensiones del territorio, la escala de trabajo y el comportamiento de los componentes naturales, lo que permite diferenciar y cartografiar áreas relativamente homogéneas, llamadas unidades de paisaje, usando uno o varios criterios (variables o índices diagnósticos) de manera cualitativa o cuantitativa (Salinas Chávez y Ramón, 2013).

El enfoque tipológico busca encontrar los rasgos comunes y propios, no sólo de las unidades cercanas, sino también de otras alejadas. Las unidades así diferenciadas son repetibles en el espacio y en el tiempo y se distinguen de acuerdo con los principios de analogía, homogeneidad relativa, pertenencia a un mismo tipo, repetitividad y la existencia de muchos contornos con desunión areal de los mismos.

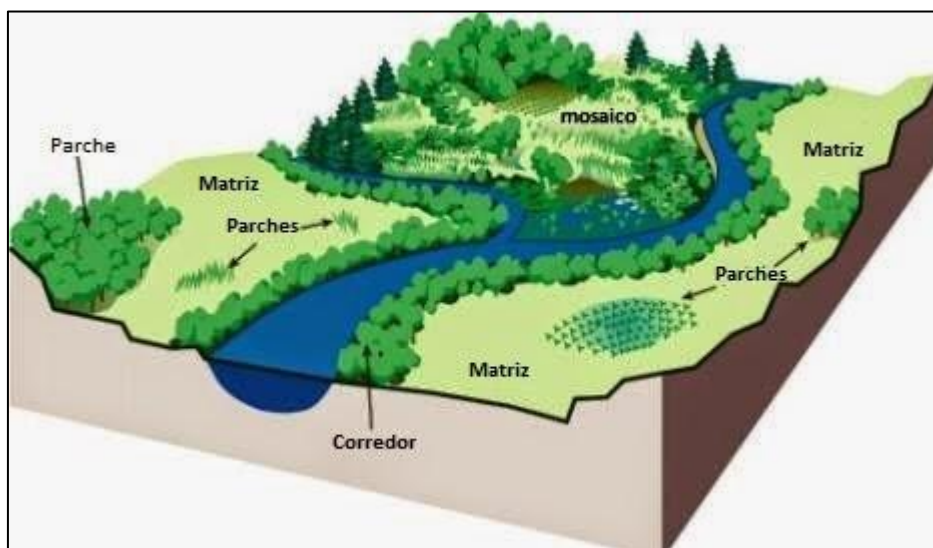
El enfoque regional por otro lado consiste en delimitar unidades que se caracterizan por su irrepitibilidad o individualidad, en el espacio y en el tiempo, atendiendo a la estructura de sus componentes, su composición sustancial, tanto cualitativa como cuantitativa, su integridad territorial y su unidad genética.

Ambos enfoques se utilizan principalmente para estudios a escalas pequeñas en grandes territorios. Para estudios más detallados se ha utilizado el llamado enfoque topológico, que estudia la diferenciación espacial y temporal de unidades a escalas detalladas y medias (1:10 000, 1:25 000, 1:50 000). Sobre la base del análisis de los factores diferenciadores antes mencionados y de los elementos indicadores, se establece generalmente tres o cuatro niveles taxonómicos de las unidades. El superior, que puede integrarse a los enfoques anteriores, usa para su diferenciación las morfoestructuras existentes y las características mesoclimáticas del área de estudio; el segundo nivel está asociado con las mesoformas del relieve y la litología predominante; el tercero está asociado con las características de las microformas del relieve y los tipos de suelo, y el último está definido a partir del uso y ocupación del suelo. (Salinas et al., 2019)

#### **3.3.2.1.- El mapeo de paisajes**

Existe consenso en la actualidad para considerar a la cartografía de los paisajes como una síntesis cartográfica que forma parte de la cartografía temática, entendiendo al mapa de paisajes, según Salitchev (2005), como un mapa temático principal donde se representan las características fundamentales de los complejos territoriales naturales y del cual se pueden derivar otros mapas de interés para la planificación y gestión ambiental. Por ejemplo: mapas de las propiedades del paisaje (estructura, funcionamiento, dinámica y evolución), mapas de la naturalidad o modificación y transformación antrópica de los paisajes como la fragmentación de hábitats y mapas del potencial de los paisajes para diversas actividades socioeconómicas, ambientales, de biodiversidad o ecológicas entre otros.

Cuadro 3.- Elementos del paisaje



Fuente: Forman & Gordon, 1981.

Forman & Gordon (1981) propusieron que el elemento dominante y que le otorga “personalidad” al paisaje sería la matriz, mientras que los parches o manchas son unidades de paisaje que se diferencian claramente de lo que les rodea, por último, los corredores, que son elementos lineales de origen natural como pueden ser ríos, o artificiales, como caminos o veredas de un asentamiento antrópico. Los componentes del mosaico son representados por parches individuales, mismos que se encuentran inmersos en la matriz; la forma y el tamaño de los parches son elementos importantes para los flujos bióticos y abióticos.

### 3.3.2.2.- Matriz

La matriz es definida como el tipo de hábitat dominante en un paisaje, en el cual parches de otros tipos de hábitats están insertos (Didham, 2010). Usualmente este concepto es usado para describir paisajes con usos de suelo antrópicos que rodean parches de hábitat remanentes, sin embargo, también pueden ser la vegetación dominante, o el bioma dominante de un paisaje. En el cuadro N°3 se aprecia que la matriz sería los pastizales, ya que está presente en mayor extensión y los fragmentos se expresan sobre este.

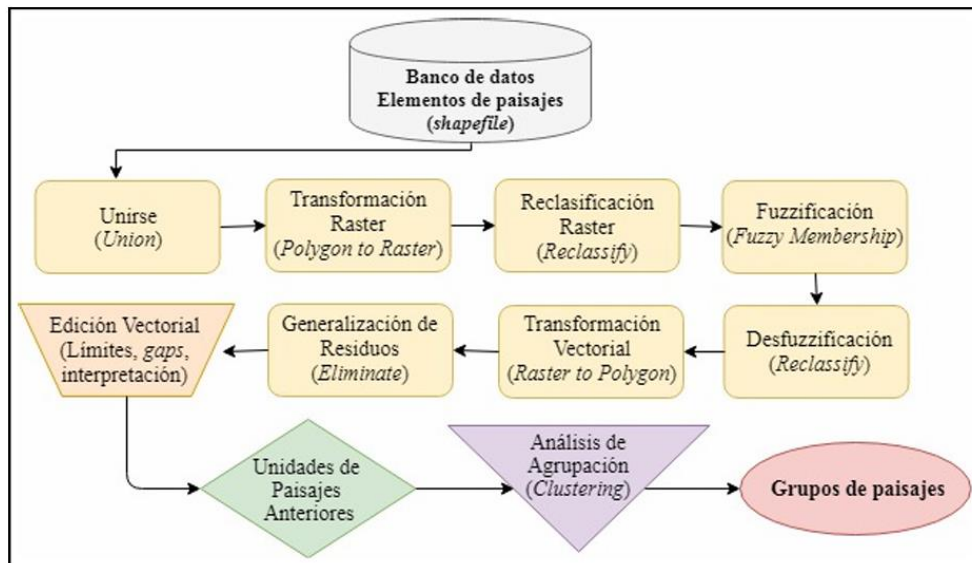
### 3.3.3.- Enfoques utilizados para la Delimitación, Clasificación y Cartografía de las Unidades de Paisaje y las unidades de paisaje del PCTN.

Existen dos modelos fundamentales para la obtención del mapa de paisajes con el empleo de los SIG y las herramientas de análisis presentes en los mismos: división y agrupamiento. Estos modelos han sido desarrollados y aplicados desde hace unas tres décadas por diversos investigadores, en diferentes territorios y usando diversos Sistemas de Información Geográfica (Salinas et al., 2019)

El enfoque por *división* tiene relación a la delimitación de áreas en escalas medias y grandes donde la topografía, litología, cuencas, tipos de vegetación, edafología y usos generan unidades genéricas que se diferencian y subdividen un paisaje por sus características diferenciando áreas dentro de un mismo paisaje o de un paisaje que tiene contacto con otro tipo de paisaje a su vez, por lo general se parte desde un modelo digital de elevación (MDE) al cual se le tabula de forma cruzada los datos anteriormente mencionados, este método proviene de la escuela de geografía de Cuba que tiene influencias paisajísticas de la escuela rusa. (Salinas et al., 2019)

Por otro lado, está el enfoque por agrupamiento que busca caracterizar la heterogeneidad y también la homogeneidad de los elementos geográficos que se expresan en el paisaje de manera que se puedan calcular y trabajar a modo ráster para generar una reclasificación para posteriormente identificar las clases distintas y transfórmalas nuevamente a formato vectorial y por medio de este mapa generar grupos de paisaje con criterios que den un grado de jerarquización a los distintos grupos de paisaje resultantes, este proceso se puede apreciar en el cuadro N°4.

Cuadro 4.- Enfoque por agrupamiento



Fuente: Salinas et al., 2019

Para el PCTN existe una clasificación en unidades de paisajes relacionadas al estudio que ha hecho el equipo multidisciplinario que compone la organización y se desfragmenta en las siguientes 7 unidades paisajísticas:

**1.- Ribera y Áreas Urbanas de Concepción-Chiguayante:** Esta unidad abarca la zona urbana consolidada de la comuna de Concepción dentro del PCTN y sus riberas en los ríos Andalién y Biobío; y la zona urbana consolidada de Chiguayante y su ribera del río Biobío

**2.- Ribera y Áreas Urbanas de Hualqui:** Esta unidad incluye el área urbana con solidada de Hualqui y su ribera del río Biobío, incluyendo las zonas de extensión urbana

del Plan Regulador Comunal de Hualqui. Considera también las desembocaduras de los ríos Hualqui y la Araucana, y las áreas bajas que aún se conservan seminaturales o agrícolas ubicadas entre la ciudad y el río Biobío.

**3.- Valle del Andalién:** La integra el río Andalién y su valle no urbano, desde el límite de la zona urbana de Concepción, incorporando las entidades rurales: San Jorge, Juan Riquelme, Agua de la Gloria y El Pino; siendo esta última el límite de esta unidad por el Este.

**4.- Valle Medio Nonguén:** Esta unidad comprende la parte rural de lo que es socialmente conocido como el Valle Nonguén. Zona ubicada entre el límite del área urbana consolidada de Concepción y el acceso del Parque Nacional Nonguén, que abarca el camino principal, el río Nonguén y afluentes, además de las laderas de los cerros que los rodean y alimentan.

**5.- Cerros del Biobío:** Esta unidad corresponde principalmente a los cerros no urbanizados de las subcuencas que drenan al Río Biobío, desde el límite de la zona Urbana con solidada hasta la cota 250 (m.s.n.m), configurando un cordón montañoso que va desde el cerro Caracol en la comuna de Concepción, pasado por el cerro Manquimavida y La Leonera en Chiguayante, y los cerros y quebradas hasta el sector Periquillo en Hualqui.

**6.- Valles Medios Hualqui:** Esta unidad de paisaje está ubicada íntegramente en la comuna de Hualqui e incluye los valles medios de los ríos Hualqui y La Araucana, entendiendo los valles medios como las áreas ubicadas entre el área urbana de Hualqui y las zonas altas o cabeceras de las cuencas Hualquinas del Paisaje de Conservación Territorio Nonguén. Por el sur, también se suman las cabeceras de las pequeñas subcuencas que drenan al río Biobío camino a Quilacoya.

**7.- Cabeceras del Paisaje Nonguén:** Esta unidad incluye todas las áreas que se encuentran sobre los 250 metros sobre el nivel del mar, incluyendo el Parque Nacional Nonguén, además de contemplar las zonas que tienen una influencia ecológica directa sobre la salud de los ecosistemas del Parque, incluyendo las áreas con potencial para su expansión a mediano plazo, y las áreas donde nacen las aguas de las cuencas del Paisaje Nonguén.

Las Unidades de Paisaje son divisiones del territorio que agrupan áreas con características físicas, ecológicas, culturales y funcionales relativamente homogéneas. Su utilidad radica en posibilitar un análisis integrado de la complejidad paisajística y en apoyar decisiones informadas para conservación y uso sustentable. Estas unidades surgen de la interrelación de elementos como topografía, vegetación, uso del suelo, cuerpos de agua y criterios de planificación/gestión, permitiendo identificar patrones y procesos, así como la dinámica entre componentes naturales y humanos. En síntesis, no solo ordenan y describen el mosaico territorial, sino que habilitan la formulación de Objetivos de Calidad Paisajística y la definición de Estrategias de Gestión a distintas escalas.

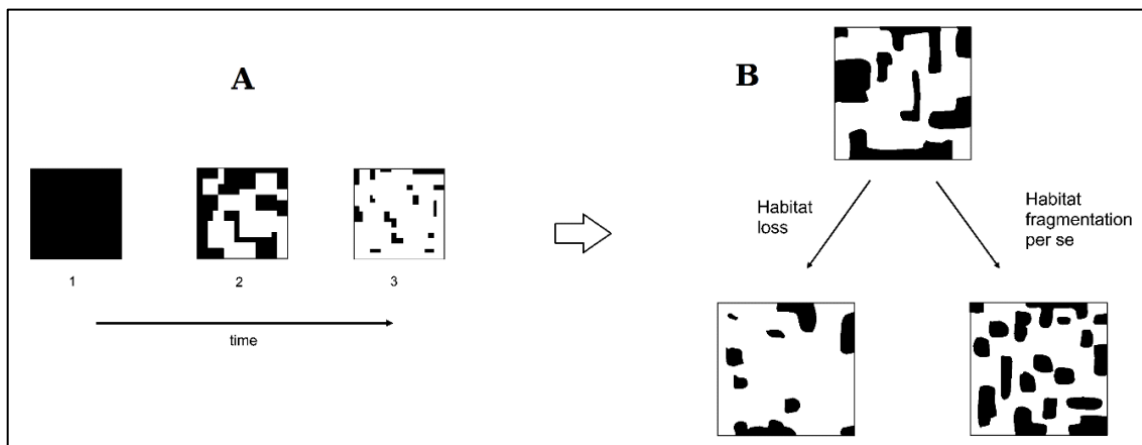
### **3.4.- Fragmentación.**

Fragmentación podría entenderse como un patrón en la configuración del paisaje (Wolff et al. 1997; Fahrig, 2003). En la misma línea, otras perspectivas la consideran

directamente como un aspecto de la degradación del hábitat (Haila, 2002). Fragmentación se define como el proceso en el cual la pérdida de hábitat provoca la división de hábitats grandes y continuos, en fragmentos más pequeños y aislados unos de otros (Didham, 2010). En la misma línea, se plantea también como la transformación de una unidad originalmente continua en dos o más fragmentos aislados por una matriz de composición y estructura diferente (Fahrig, 2003).

La fragmentación es un cambio en la estructura y configuración de los hábitats dentro del paisaje. Conlleva la transformación de un hábitat, inicialmente dominante y relativamente continuo, en un conjunto de parches empequeñecidos, denominados fragmentos, que quedan embebidos en un nuevo hábitat, mayoritario y cualitativamente muy distinto al original, denominado matriz (Lindenmayer y Fischer, 2006)

Cuadro 5.- Fragmentación y pérdida de hábitat.



Fuente: Figura adaptada de Fahrig, (2003)

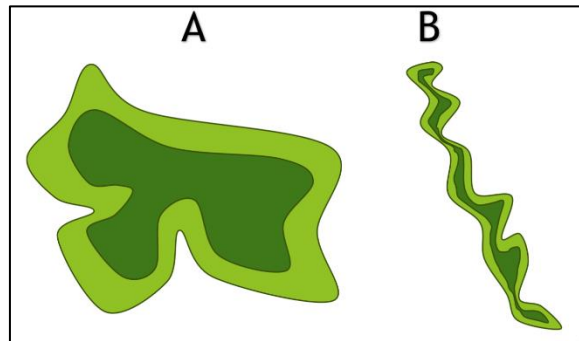
En el cuadro N°5 se define: (A) Proceso de fragmentación del hábitat en el tiempo. Las áreas negras representan el hábitat, y las zonas blancas la matriz en la que se insertan los fragmentos de hábitat como parte de un patrón paisajístico. (B) Diferencias entre pérdida de hábitat y fragmentación del hábitat, donde fragmentación es la subdivisión progresiva del hábitat, y pérdida de hábitat es la disminución de hábitat (reducción o disipación de parches), la combinación de ambas constituye un peor escenario para las especies y ecosistemas.

La fragmentación generalmente se ha asociado a efectos depresores sobre riqueza ecosistémica y biodiversidad, pero estudios empíricos y teóricos han sugerido que fragmentación per se evidencia efectos negativos principalmente al darse en conjunto o paralelamente a la pérdida de hábitat (Grez et al., 2004; Ethier y Fahrig, 2011). Algunos autores (p. ej. Fahrig, 2003) abogan por una clara distinción entre la pérdida de hábitat original y la alteración de la configuración espacial de los hábitats remanentes (incremento en el grado de subdivisión), proceso que denominan fragmentación per se.

Los principales efectos de la fragmentación a nivel de paisaje son la reducción del tamaño y calidad del hábitat boscoso, el aumento de borde y número de parches, y la pérdida de conectividad (Forman y Gordon, 1986; Lindenmayer y Fischer, 2006). El borde de un parche en el paisaje es definido como la zona de transición entre hábitats,

y su percepción varía dependiendo del observador, organismo o variable estudiada (López-Barrera, 2004).

Cuadro 6.- Efecto de borde y área / perímetro



Fuente: Elaboración propia en base a Saunders, 1991

La evidencia más común de la fragmentación a nivel de paisaje se relaciona con una reducción del tamaño de los fragmentos (Saunders et al. 1991). Cuanto menor es la superficie del fragmento, más vulnerables son los organismos a los agentes externos y más intenso será el efecto borde. En estos casos los efectos y tensiones de la matriz se reflejan en el interior del fragmento por lo que las especies de interior se ven altamente perjudicadas, no así aquellas que habitan las zonas fronterizas o ecotonos (Manu et al. 2007), es decir no afecta a todas las especies por igual. En cambio, los fragmentos de gran tamaño (A) poseen áreas cuyas propiedades y características favorecen el establecimiento de especies de interior y con mayores probabilidades de superar las posibles alteraciones o extinciones locales ya que poseen un mayor núcleo de parche. Los fragmentos alargados (B) y delgados tienen proporcionalmente mayor longitud de borde (perímetro expuesto) que aquellos que tienen formas cuadradas o redondeadas (Diamond, 1975), lo que genera menor núcleo de parche y mayor efecto de borde afectando negativamente a especies que dependen de ese hábitat. Es decir, la forma del parche también es importante ya que no todas las especies están adaptadas a los ecotonos o bordes de parche.

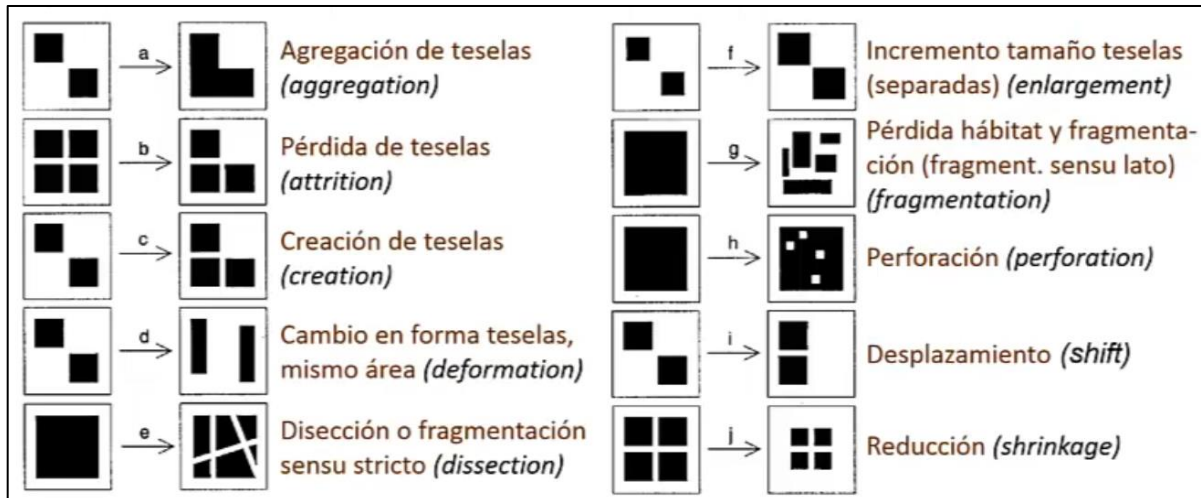
#### **3.4.1- Borde de Parche y su perímetro expuesto**

El aumento de parches pequeños genera mayor borde, exponiendo el interior de los parches o fragmentos a la influencia externa (Didham, 2010). Los bordes en rigor son definidos como los límites entre parches de cualidades diferentes (Strayer et al., 2003). La importancia del borde entre el hábitat y lo no-hábitat, es que los bordes creados por actividad antrópica tienen las características típicas de tener mayor temperatura, ser más secos y con mayor ventilación que el interior de los parches, así como también estar expuestos a mayor intensidad lumínica, lo que no siempre va acorde a las dinámicas propias de ecosistemas boscosos en etapas de desarrollo avanzado (Chen et al., 1999).

Esto es lo que genera que un mayor perímetro expuesto en relación con la forma del parche afecte su interior.

Al ser la fragmentación un fenómeno de carácter espacial se desarrolla paralelamente con otros cambios espaciales que no necesariamente son fragmentación, como es el caso de agregación de parches o teselas o el aumento de parches como resultado de una reforestación. Para este caso se presentan algunas de las muchas variables de cambio espacial entre los que se encuentra la fragmentación.

Cuadro 7.- Cambios espaciales y fragmentación de hábitats.



Fuente: Bogaert et al. 2004

En el cuadro N°7 se aprecian distintos procesos espaciales que muestran distintos cambios espaciales siendo las figuras negras los parches de bosque o hábitats, como se puede apreciar en estos casos no todos son identificados como fragmentación, un ejemplo de ello es la perforación (h), la reducción (j) o el cambio de forma en los parches (d), en todos estos casos se reconoce una matriz y un parche que cambia espacialmente en el paisaje.

El conocimiento del estado de transformación de un paisaje es un antecedente crucial para una adecuada planificación, manejo y restauración del paisaje, ya que indican el grado de integridad o funcionalidad de estos y los principales atributos que requieren ser mantenidos o mejorados para la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano (Liu & Taylor, 2002). Estos antecedentes son especialmente importantes en paisajes con alta diversidad y endemismos de especies de flora y fauna que lidian con pérdidas sustanciales de hábitats boscosos (Steininger et al., 2001).

En este sentido los cambios espaciales recomendados para la conservación y reproducción del hábitat en el paisaje son los graficados en el cuadro N°7, como son, la agregación (a), creación (c) e incremento (f) de parches, esto en base a que se ha constatado que la continua fragmentación y pérdida de bosques tropicales y templados han afectado la riqueza ecosistémica y estructura del bosque, la abundancia y diversidad de aves, el ensamble de comunidades de insectos y la persistencia de poblaciones de

mamíferos, entre otros (Barbosa y Marquet, 2002; Castelletta, Thiollay y Sodhi, 2005; De Angelo, Paviolo y di Bitetti, 2011; Echeverría et al., 2007; Stratford y Stouffer, 2015).

Desde la perspectiva de parches existen relaciones espaciales que son más adversas para las especies que otras estas las propone Diamond 1975.

Cuadro 8.- Distribución espacial favorable de parches versus una distribución desfavorable.

	Tamaño	Forma	Efecto borde	Conectividad	Fragmentación
Mejor					
Peor					
	Parches más grandes son mejores que parches pequeños	Parches con forma circular son mejores que los parches lineales	Parches con menos bordes son mejores que aquellos con más bordes	Parches con mayor conectividad son mejores que los que están aislados	Parches agrupados son mejores que parches aislados

Fuente: elaboración propia en base a Diamond, 1975.

### 3.4.2.- Algunas visiones distintas de fragmentación de hábitats

La fragmentación es el resultado de tres procesos de alteración paisajística:

- La pérdida progresiva de superficie de hábitat original; las reducciones directas en los tamaños de las poblaciones, provocadas por la pérdida neta del hábitat (Andrén, 1994; Farigh, 2003)
- La subdivisión creciente del hábitat remanente; las reducciones indirectas en dichos tamaños, debidas a la dificultad de dispersión entre subpoblaciones impuesta por el incremento del aislamiento entre fragmentos (Farigh & Merriam, 1994; Hanski, 1998)
- El incremento de la relación perímetro/superficie en dicho hábitat. Estos procesos suelen ir de la mano y estar íntimamente relacionados entre sí, sobre todo cuando la fragmentación no es aleatoria, como ocurre en las situaciones de degradación antrópica. La disminución en la eficacia biológica de las especies de los fragmentos, al verse cada vez más sometidas, debido al incremento de la relación perímetro/superficie, a las condiciones ambientales nocivas que impone la matriz circundante (efectos de borde; Murcia, 1995).

En los últimos años se han incrementado los estudios de fragmentación de hábitats. Esto está relacionado a la pérdida progresiva de especies y bosques en el planeta, atrayendo consigo problemas en los ecosistemas, amenazando especies endémicas y zonas de

carácter únicos en la naturaleza, generando problemas de persistencia de especies y diversidad de las comunidades, por tanto se evidencia una crisis de biodiversidad a nivel planetario, lo que atrae el interés científico en la construcción de teorías y herramientas para estudiar los efectos que trae la fragmentación de hábitats (Arasa-Gisber et al., 2021).

Por otro lado, muchos resultados de estas investigaciones han servido para desarrollar herramientas de gestión para áreas protegidas y conservación de especies amenazadas (p. ej. Diamond, 1975; Lindenmayer et al., 2008), lo que por ahora funciona como “freno” a la crisis de biodiversidad en el planeta. En segundo lugar, el concepto de fragmentación de hábitats se presenta como un potente integrador (“intellectual attractor”, sensu Haila, 2002) de importantes teorías ecológicas (biogeografía de islas, dinámica de metapoblaciones, teoría jerárquica de la ecología del paisaje, importancia de la escala espacial) que explicarían, de forma sintética, los declives de las poblaciones y la pérdida de especies en paisajes donde los hábitats originales cada vez son más escasos y más aislados entre sí. Este poder sintético se ha resaltado en numerosos trabajos de revisión que subrayan la existencia de patrones generales en las respuestas biológicas de los organismos a la alteración de los paisajes naturales (p. ej. Saunders et al., 1991; Harrison & Bruna, 1999; McGarigal & Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Fisher & Lindenmayer, 2007).

Sin embargo y a pesar de los efectos positivos en la conservación de hábitats y especies en peligro hay autores como que plantean el termino de fragmentación como ambiguo y poco preciso (Haila 2002). También existen debates sobre como el termino de fragmentación ha sido utilizado como una especie de embudo que conduce distintos tipos de procesos y patrones que son parte de los cambios en el paisaje (Cuadro N°7), llegando a tener una heterogeneidad tan amplia que hasta llega a perder su significado (Lindenmayer y Fisher, 2007, Ewers y Didham, 2007), por otra parte a pesar de la multitud de estudios realizados, aún son escasos los conocimientos generalizables sobre cuáles son los mecanismos fundamentales de respuesta de los ecosistemas a los cambios en la configuración de los hábitats (McGarigal & Cushman, 2002; Fisher & Lindenmayer, 2007)

Existen muchos estudios que no registran efectos negativos en el hábitat y que inclusive encuentran efectos positivos para algunas especies impulsado por la fragmentación (McGarigal y Cushman, 2002; Ewers y Didham, 2006; Prugh et al., 2009).

En la discusión sobre la fragmentación se plantea que el sistema clásico o binomial fragmento – matriz es un modelo poco realista dadas las complejidades heterogéneas de los ambientes fragmentados en el planeta, teniendo esta más similitud a mosaicos de fragmentos en el paisaje, por lo que la descripción de un hábitat vs la matriz que avanza quedaría pequeña ante la “realidad”. Planteando la complejidad natural y de intervención antrópica en los paisajes que se encuentran en una constante evolución y cambios. Bajo esta perspectiva clásica también quedan algunos vacíos que deben ser discutidos, la primera es que no todo fragmento constituye un hábitat adecuado para las especies originales, es en este punto donde se plantea la importancia de la calidad de los fragmentos como posibles hábitats, más que el tamaño o la forma (Lindenmayer & Fisher, 2006)

La segunda realidad es que muchos organismos no perciben el límite entre fragmentos y matriz como el tránsito de un hábitat óptimo a uno inhóspito, ni mucho menos como barrera infranqueable (Jules y Shahani, 2003; Kupfer et al., 2006), de esto se desprende el hecho de que existen organismos que pueden transferirse entre la matriz y el fragmento y que también podrían acudir a la matriz en busca de recursos o cuando los organismos de la matriz colonizan los fragmentos aumentando su diversidad (Cook et al., 2002).

Los efectos de la fragmentación son altamente variables inclusive entre especies que comparten el mismo hábitat. Trabajos recientes tratan de explicar la susceptibilidad de las especies a la fragmentación en función de rasgos ecológicos como el grado de rareza, el tamaño corporal, la capacidad de movimiento, el grado de especialismo en dieta o requerimientos ambientales, o el nivel trófico (Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 2002; Ewers y Didham, 2006; Prugh et al., 2009). Estos estudios muestran una clara complejidad a nivel de efectos entre distintas especies siendo las más estudiadas hasta ahora los vertebrados y plantas perennes, quedando fuera de los análisis y estudios las especies no carismáticas o crípticas.

Por otro lado, Ewers & Didham, (2006), plantean las complejidades del momento de estudio, es decir que la fragmentación no logra dar una respuesta directa a los cambios en las poblaciones de especies, esto principalmente debido a que la reacción de las especies y las consecuencias abióticas a estos procesos no son inmediatamente apreciables, si no existe como tal un estudio a largo plazo y modelizaciones predictivas. A esto se suma que existen otros procesos que podrían suponer pérdida de hábitat como lo son los incendios u otras amenazas naturales.

Desde la perspectiva de la escala, la fragmentación puede definirse como la ruptura de la continuidad espacial en los sistemas naturales (Lord & Norton, 1990; Kattan & Murcia, 2003). Es necesario incluir la escala espacial en la fragmentación ya que es un fenómeno de carácter espacial y que repercute en las distintas especies de manera heterogénea no solo a los supuestos de hábitat idóneo, sino que también con respecto al comportamiento de las especies con las distintas escalas de transformación del medio.

Existen diferentes definiciones para la fragmentación mostrando dos principales definiciones que se diferencian entre sí y que proponen distintas metodologías de trabajo para evaluar la fragmentación de hábitats, una de ellas es: la fragmentación ha sido históricamente definida como un proceso mediante el cual un hábitat continuo es dividido en parches de hábitat cada vez más pequeños y aislados, y con mayor superficie de borde expuesta a la matriz (Wilcove et al. 1986; Ewers & Didham 2006), describiendo así un proceso donde las especies responden a un cambio en el paisaje, que se desarrolla por la expresión espacial de una *matriz* que va fragmentando en parches más pequeños y expuestos a la matriz el hábitat de las especies.

Esto en contraste con la definición que plantea Fahrig, desde finales del siglo pasado e inicios del presente, Fahrig (1997, 1999, 2003, 2017) propuso que la cantidad de hábitat y su grado de fragmentación deben ser definidos como *patrones espaciales del hábitat en el paisaje*. En particular, la cantidad de hábitat es un patrón que describe la composición del paisaje (i.e. el área del paisaje que está compuesto por hábitat), y la fragmentación pertenece a la configuración espacial del hábitat en el paisaje (p.ej. el

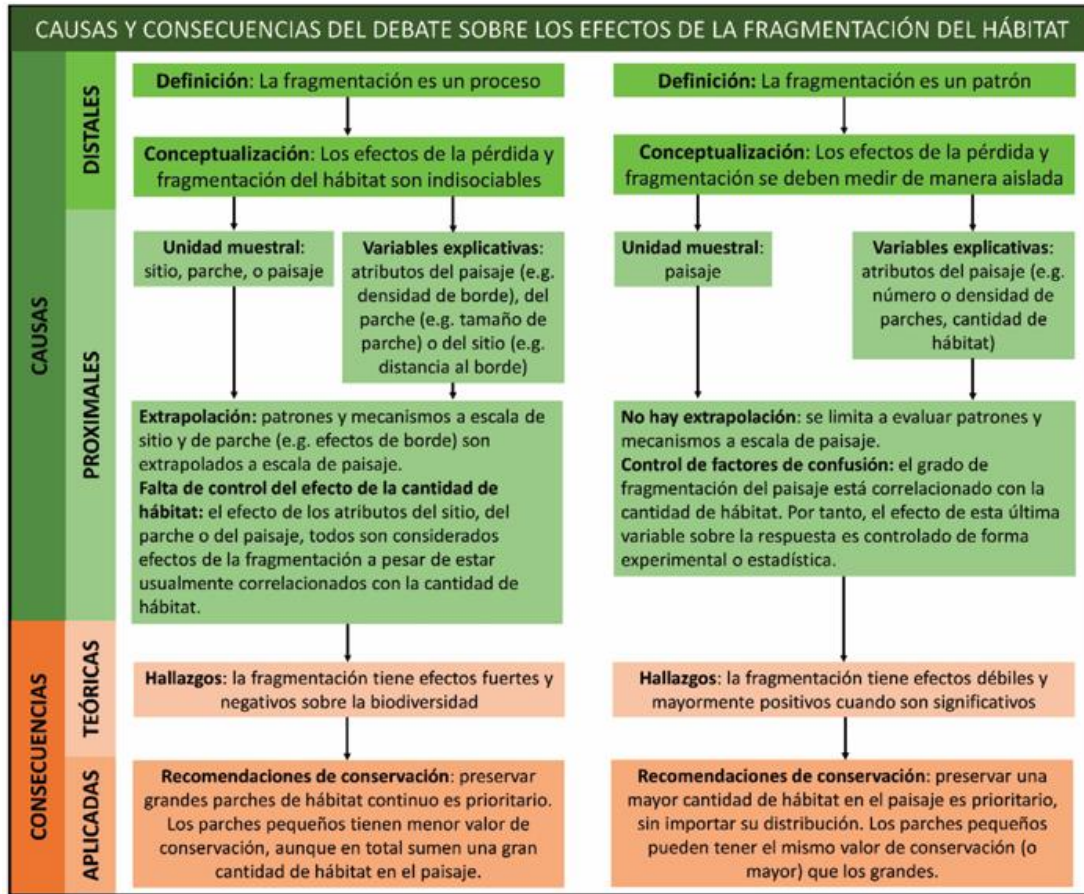
número o densidad de parches de hábitat en el paisaje), describiendo así que los fragmentos son parte de una unidad mayor considerada como el paisaje, tomando los patrones de distribución de hábitat como los fragmentos y considerando la misma matriz como parte del paisaje.

En estas diferencias conceptuales sobre la fragmentación como *proceso* o *patrón* encontramos conceptualizaciones que tienen referencia a sus efectos en el paisaje y abordan metodológicamente de manera distinta estas transformaciones en el mismo. En particular, los estudios que definen la fragmentación como un proceso que es causado por la pérdida progresiva del hábitat y su división en parches cada vez más pequeños y aislados, argumentan que ambos procesos (pérdida de hábitat y fragmentación del hábitat) son colineales, que ocurren al mismo tiempo y que, por tanto, probar sus efectos independientes no es posible ni necesario (Didham et al. 2012; Fletcher et al. 2018). Dado que todos estos cambios en el hábitat (p.ej. pérdida de hábitat, fragmentación, reducción del tamaño de parches, incremento del aislamiento, formación de bordes de hábitat, mayor influencia de los ecotonos) ocurren al mismo tiempo (Didham et al., 2012), se propone incluir todas las variables explicativas en modelos de estadísticos adecuados con el fin de identificar el efecto directo e indirecto sobre la pérdida de hábitat y biodiversidad.

En contraste con esta conceptualización, los estudios que definen la cantidad de hábitat y su grado de fragmentación como diferentes patrones del paisaje (no como procesos), sugieren que el efecto de ambos atributos puede y debe ser medido de forma independiente para evitar efectos potenciales de confusión (Fahrig 1997, 1999, 2003, 2017). Aunque ambos patrones pueden estar correlacionados (McGarigal & Cushman 2002; Smith et al. 2009; Villard & Metzger 2014), cada uno mide diferentes características del paisaje, por lo que pueden tener efectos distintos sobre la biodiversidad. De hecho, debido al impacto fuerte y negativo que tiene la pérdida de hábitat sobre la biodiversidad, Fahrig (1997, 1999, 2003, 2017) y otros autores (p.ej. Lindenmayer & Fischer 2007) argumentan que es importante controlar su efecto para entender mejor el efecto puro de la fragmentación. A este efecto, Fahrig (1999) lo denominó 'fragmentación per se' (efecto de la fragmentación, controlando la influencia de la pérdida del hábitat). Diferenciando así la pérdida de hábitats con la fragmentación como eventos distintos que pueden darse en un mismo espacio y que como tal combinado suponen mayor deterioro del hábitat.

En el siguiente cuadro se sintetizan los planteamientos de la discusión sobre la fragmentación de hábitats.

Cuadro 9.- Debate de la Fragmentación de hábitat



Fuente: Arasa-Gisber et al., 2021.

Dadas estas diferencias de enfoque se busca principalmente entender la matriz relacionada a los procesos, tanto como la dinámica de los parches de bosque nativo como patrón dentro del contexto de caracterización de la fragmentación considerando las influencias mutuas que se dan entre los procesos y patrones como configuradores espaciales para la propuesta de Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén (PCTN), es decir se formulara un planteamiento que integre ambas visiones considerando, los parches, las clases de parche y el paisaje como área de trabajo, con el fin de realizar un estudio más acabado del PCTN, ya que la fragmentación de bosques y los cambios de coberturas han pasado a ser una prioridad en los gobiernos locales para la formulación de políticas de protección de bosques y planeación del uso del territorio, (Mondaca, 2010). Esto está circunscrito a la vulnerabilidad que presentan los bosques con relación a las actividades antrópicas, siendo los bosques nativos abastecedores de importantes beneficios ecosistémicos que satisfacen necesidades básicas para la sociedad, es por ello que existen variadas metodologías que se enfocan en estudiar la fragmentación y el cambio de usos de suelo a nivel espacial y temporal, algunas de estas herramientas es la teledetección, fotografías aéreas y sensoramiento remoto.

### **3.5.- Conectividad ecológica, funcional, estructural y potencial.**

Dentro de las consecuencias sobre los procesos ecológicos derivados de variaciones de los patrones y procesos espaciales del paisaje, se encuentran las que sobre la vida silvestre se producen por efecto de procesos de fragmentación de hábitats. Éstos, en términos funcionales se traducen en pérdidas de conectividad ecológica, entendida como la capacidad con la que cuenta el paisaje para permitir los desplazamientos de determinadas especies o poblaciones entre las teselas o parches con recursos (Taylor et al., 1993). La conectividad ecológica está ligada a comprender el grado de relación experimentado en las unidades paisajísticas definiéndose como “la facilidad o el impedimento que presenta el paisaje para el desplazamiento de las especies entre parches naturales con recursos” (Taylor, et al., 1993)

Por otro lado, el proceso de fragmentación se refleja en el paisaje desde la reducción de los hábitats naturales hasta el incremento en las distancias físicas entre los fragmentos, de modo que los hábitats se aíslan cada vez más unos de otros, afectando la conectividad estructural y funcional de las especies, lo que supone la disminución de la densidad poblacional y el aumento del riesgo de extinción (Morera, Pintó y Romero, 2008)

En este contexto es necesario entender la conectividad ecológica como una interrelación compleja de elementos bióticos y abióticos que conforman el hábitat para variadas especies de maneras muy distintas y que constituyen el hábitat en sí mismo. Es así como la conectividad ecológica es una propiedad estructural del paisaje, que depende de un conjunto de elementos y características del territorio, que facilitan o no el tránsito de determinadas especies o la expansión de ciertos hábitats. Lo que plantea que la conectividad depende por tanto de la especie o el hábitat para el que se determina dicha conectividad, por lo que en un mismo territorio la conectividad no será igual entre diferentes especies, pues depende de sus capacidades de dispersión y de los requerimientos ecológicos durante su ciclo vital (Atecma, 2007). A esto se le conoce como conectividad ecológica funcional, focalizada en especies específicas y sus ciclos vitales en las distintas configuraciones paisajísticas.

Autores como Taylor consideran dos tipos de conectividad ecológica: conectividad ecológica estructural y conectividad ecológica funcional. La conectividad estructural o espacial se refiere a las relaciones de continuidad y adyacencia entre los fragmentos de un tipo de cobertura, mientras que la conectividad funcional se refiere a la continuidad de los flujos ecológicos que se dan a través del paisaje (Taylor et al., 2006), lo que aclara que el escenario ecológico estructural es el medio para las relaciones ecológicas funcionales que consideran una interdependencia mayor de factores en la naturaleza en términos de estructura para el hábitat (microclimas, vegetación, alimento, entre otras).

Dentro de la conectividad estructural podemos encontrar algunas problemáticas que tienen relación con los criterios de conservación. En la última década se ha puesto de manifiesto con gran consenso que las estrategias de conservación basadas en la protección de espacios naturales concebidos como unidades territoriales discretas y aisladas entre sí, es decir, espacial y funcionalmente independientes no resuelven la necesidad de tomar en consideración los flujos y procesos ecológicos que tienen lugar en la globalidad del territorio (Bennett 1991, Jongman 1995, Montes et al. 1998, Múgica et al. 2002, Díaz Pineda & Schmitz 2003). Es por esta razón que es menester extender

los criterios de conservación a estrechar la conectividad de áreas protegidas con sus entornos directos, como es el caso del PCTN ya que la conectividad del paisaje es necesaria para sostener y mantener la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran espacialmente relacionados entre sí, como la dispersión, el flujo genético entre poblaciones aisladas, la migración y a largo plazo la evolución de las especies. En este sentido, el mantenimiento de la conectividad se convierte en una condición clave para la persistencia de la biodiversidad y requisito ecológico indispensable en las prácticas adecuadas de conservación y planificación del territorio (Laita et al., 2011).

Hay que considerar que la conectividad se traduce en un incremento del intercambio de individuos entre poblaciones y de la persistencia local y regional de éstas, reduciendo así la tasa de extinción y aumentando la tasa de colonización. La conectividad del paisaje favorece tanto los movimientos de especies animales, como de las especies vegetales y de los flujos de materia y energía, entre diversos ecosistemas, hábitats o comunidades (EUROPARC, 2009). Esto se convierte finalmente en un gran beneficio para las especies en los espacios de conservación ya que se da mayor probabilidad de movimiento, recolonización y se reducen el impacto en la biodiversidad inclusive en ambientes fragmentados. Variadas estrategias para la restauración y planificación de ecosistemas parten del análisis y evaluación de la conectividad con el fin de fomentar una resiliencia en el paisaje que logre mantener procesos biológicos como la movilidad de las especies y la dispersión de polen y semillas que son fundamentales para su conservación (Isaacs & Ariza, 2015).

En cuanto a la conectividad estructural uno de los análisis utilizados es el Análisis del Patrón Espacial Morfológico (MSPA), el cual es útil para identificar elementos del paisaje de mayor relevancia para mantener la conectividad de acuerdo con su forma y disposición (European Commission, 2018). Esto tiene relación a la adyacencia de parches y sus formas ya que la conectividad estructural aumenta cuando los fragmentos de un tipo de cobertura están más cercanos entre sí. En este sentido, la conectividad estructural es analizada mediante la aplicación de índices o métricas del paisaje calculadas por medio de un sistema de información geográfica (Gustafson, 1998), y a esto agregamos que el análisis de la conectividad estructural a través del tiempo es relevante porque permite describir los patrones de cambio en la configuración espacial de los elementos estructurales del paisaje (matriz, fragmento y corredor) generando información clave acerca del nivel de intervención antrópica en un momento y área determinada (Forman, 1995).

A los anteriores métodos de medición se les conoce como conectividad ecológica potencial ya que buscan interrelacionar las conexiones ecológicas de modo de lograr flujos entre los elementos estructurales. La conectividad potencial combina los atributos físicos del paisaje con la información de la habilidad de dispersión de una especie para predecir el grado de conexión entre teselas o parches de hábitats para una especie dada. En esta clase se encuentran las métricas basadas en la teoría de grafos que se han demostrado como un método eficaz y efectivo para representar el paisaje y realizar análisis complejos sobre la conectividad del paisaje. Entre los índices más avanzados y útiles para la toma de decisiones y la planificación del territorio son el índice integral de conectividad, índice de probabilidad de conectividad e índice de área conexas equivalente entre otros (Saura, Pascual-Horta, 2007)

### **3.5.1.- Conectividad ecologica y corredores biológicos**

Una de las estrategias para fortalecer la conectividad ecologica es unir estructuralmente los hábitats por medio de corredores biológicos: La mayoría reconoce que el propósito de los corredores es contrarrestar los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat, que son causas importantes de la pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Se espera que los corredores frenen estos efectos al aumentar el movimiento de individuos entre poblaciones que de otro modo estarían aisladas, rescatando así a las poblaciones de extinciones locales aleatorias, manteniendo la diversidad genética y preservando los procesos ecológicos. (Cheryl-Lesley et al., 2006).

Los corredores no son simplemente estructuras lineales, más o menos estrechas que conectan dos espacios, desde una visión más integradora es la conexión funcional del hábitat existente en el territorio que puede derivar de una conexión física o estructural o de las habilidades de las especies para moverse por los distintos elementos del paisaje (With et al., 1997)

Con frecuencia se utilizan indistintamente los conceptos de conectividad y corredores como sinónimos. Sin embargo, la conectividad debe ser el objetivo por seguir. Los corredores son sólo una de las opciones a utilizar para facilitar la conectividad. Así un corredor ecológico se define como un elemento del paisaje cuya función es la de conectar dos o más sectores con características ambientales similares de manera que sea transitable y sirva de conducto a los desplazamientos de las especies (Salido Pérez, 2013; WWF, 2015), también están las islas puentes o parches puentes y el aumento de la permeabilidad de la matriz como alternativas al corredor biológico o en si una opción válida para aumentar el flujo genético entre espacios fragmentados.

Existen métodos para identificar los parches más importantes para mantener la conectividad en las redes de hábitat (Pascual & Saura, 2008; Saura & Rubio, 2010), como los grafos o las métricas de paisaje. Se considera que estos métodos de priorización son útiles para favorecer una mejor asignación de fondos y esfuerzos para proteger la diversidad biológica, y ayudar a definir las medidas de conservación, restauración y mitigación (Pascual & Saura, 2008). Principalmente porque algunas de las posibles ventajas que pueden proveer los puentes como corredores biológicos son facilitar el movimiento de especies y material genético a través del paisaje, aumento de la inmigración a hábitats aislados, facilitación de la continuidad de los procesos ecológicos naturales en hábitats impactados por las actividades antropogénicas, entre otros (MacDonald, 2003).

Un ejemplo de ello son los parches tipo lazo y rama, que son elementos lineales del paisaje de poca anchura, pero que al mismo tiempo pueden ser el último vestigio de un bosque, siendo un importante refugio para la fauna. Este tipo de parches deben ser atendidos y restaurados, por el papel que pueden desempeñar en la conectividad y porque además tienen un elevado potencial de riesgo de alteración producido por la modificación del hábitats y pérdida de conectividad (Calabuig, 2013). Este tipo de parches que han sido descritos en otros estudios, como en el caso de los corredores de cercos vivos, que se asemejan mucho a los parches lazo y rama de un área de estudio,

han sido el objetivo de estudio para el trazado de corredores biológicos, ya que estos pueden reducir los efectos de la deforestación y el desarrollo de infraestructura, fungiendo como piezas elementales para la dispersión de especies de aves y otros grupos taxonómicos (Calabuig, 2013).

Por otro lado, los parches tipo isla toman relevancia al ser elementos útiles para aplicar técnicas de regeneración del ecosistema en áreas degradadas, con una técnica muy común que se conoce como nucleación. La nucleación constituye una alternativa viable para la recuperación de los paisajes fragmentados, y será efectivo en el paisaje a restaurar, principalmente hacia las áreas desconectadas por la fragmentación (Tres & Reis, 2007).

Es decir, no todo parche conectado es importante en la conectividad estructural, también son importantes aquellas zonas aisladas que pueden refugiar especies y servicios ecosistémicos. A este respecto también se pueden mencionar los cuellos de botellas que son elementos conectores que están rodeados por la fragmentación o matrices más hostiles como carreteras o líneas de tren. Según autores como León la pérdida total de cuellos de botella puede implicar el aislamiento de las poblaciones, por lo que resultan indispensables para la conectividad del sistema, debido a que son sitios donde se generan cuellos de botella en el flujo a través del paisaje o funcionan como puentes para la conectividad (León et al., 2017).

### **3.5.2.- Permeabilidad de la matriz**

La noción de permeabilidad, que en ocasiones se emplea como sinónimo al de conectividad, posee una doble acepción, por una parte, la referida a la conexión, intercambio y relación de distintas poblaciones de un determinado taxón y aquella tomada como una propiedad más general del territorio referida al mantenimiento de la conectividad para el conjunto de las diferentes especies que lo habitan (de Lucio et al., 2003). Existen evidencias de que las calles arboladas (a modo de corredores lineales) favorecen los movimientos de las aves entre parques (a modo de fragmentos de hábitat), de forma que permeabilizan la matriz urbana. Así mismo los parques pequeños (a modo de trampolines o stepping stones) pueden aumentar la permeabilidad del medio urbano (Fernández-Judicic y Jokimäki. 2001). Por ejemplo, en Holanda y Suiza se han puesto en marcha programas de desfragmentación territorial para permeabilizar barreras que interceptan corredores ecológicos (Bekker, 2006; Trocmé, 2006). Esto con el fin de acompañar el proceso de movimiento e interconexión entre hábitats, es por esto que se plantea la necesidad de potenciar la permeabilidad a través de corredores secundarios mediante la recuperación de elementos lineales de vegetación espontánea como sotos de ribera, setos, linderos y vías pecuarias. (De Lucio et al., 2002).

Asimismo, la conservación y, en su caso, la restauración de ríos y riberas favorece el papel como corredores ecológicos de los ecosistemas fluviales, al facilitar los desplazamientos y/o el refugio de no pocos taxones de fauna silvestre en paisajes fragmentados. (Mora y Arenas, 2004), es por esto que las microcuencas hidrográficas toman importante relevancia en la conectividad estructural y permeabilidad de la matriz.

Un ejemplo de permeabilidad sería el caso de los bosques nativos que se sitúan entre bosques de plantación ya que las plantaciones, dependiendo de su estructura interna y

por tanto de su gestión, pueden suponer una matriz permeable u hostil al movimiento de la biota forestal entre los fragmentos de bosques sin aprovechamiento englobados en ella. Así, para ciertas especies forestales la matriz de plantaciones puede funcionar como corredor ecológico, aunque no actúe como hábitat reproductivo (Acosta y Simonetti, 2004). Esto para el caso de algunos carnívoros con mayores ventajas adaptativas que otras especies como son el *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus*. No obstante, ciertas especies con requerimientos exigentes necesitan fragmentos grandes y bien conectados de vegetación nativa dado que presentan una escasa tolerancia a los sectores de plantación (Lindenmayer y Franklin, 2002). Otro aspecto a tener en cuenta es que los corredores de bosque autóctono, inmersos en matrices de explotación forestal, presentan mayores tasas de invasión de las plantas exóticas, que a menudo componen dichas plantaciones, que las manchas de bosque extensas, por lo que es preciso controlar estos procesos (Lindenmayer y Franklin, 2002).

### 3.6.- Google Earth Engine

Google Earth Engine (GEE) es una plataforma de computación en la nube diseñada para procesar grandes cantidades de datos geospaciales. Proporciona acceso a un vasto repositorio de imágenes satelitales y herramientas para su análisis y visualización, lo que facilita la realización de estudios ambientales a escala global o local. La cobertura del suelo es una información esencial en campos como la planificación urbana, la gestión ambiental, la agricultura y la conservación de ecosistemas (Hernández, 2025). Con GEE, es posible acceder a datos históricos y actuales de cobertura del suelo, permitiendo monitorear cambios y tendencias a lo largo del tiempo. En particular, la versión code de GEE es una plataforma geomática alojada en la nube que permite a los usuarios visualizar y analizar imágenes satelitales de manera automatizada a través de la creación y programación de códigos (script). Así esta plataforma permite proponer y actuar en soluciones para distintas problemáticas espaciales de forma ágil (Gorelick et al., 2017)

Aunque GEE no tiene FRAGSTATS como tal, sí permite calcular métricas de paisaje equivalentes con funciones propias de JavaScript o Python, como:

- Área de parches (con connected Components y reduce Region).
- Número de parches (contando regiones).
- Índices de borde (medir perímetros).
- Proporción de clases de cobertura (área de bosque, agricultura, etc.).
- Existen scripts y colecciones compartidas por la comunidad que replican parte de las métricas de FRAGSTATS directamente en GEE.
- La base de programación en GEE como en Fragstats se basa en algoritmos para trabajar las métricas de paisaje.

### **3.7.- Ordenamiento territorial**

Las intervenciones antrópicas tienen directa o indirectamente consecuencias territoriales, generando consigo cierto orden territorial, probablemente poco satisfactorio, llena de conflictos y situaciones complejas de resolver (Arenas, 2017).

Se puede señalar que el ordenamiento territorial ha sido objetivo de diversas interpretaciones en el mundo y no existe una definición única y su comprensión está vinculada a tradiciones, contextos jurídicos e institucionales, objetivos o alcances que se quieren perseguir (Mallea, 2008).

Desde el punto de vista de la acción de los Estados en América del Sur, el ordenamiento territorial es una política pública destinada a producir cambios en el orden espacial existente, que ha resultado de las acciones económicas, tanto públicas como privadas sobre el territorio. Por tanto, el ordenamiento territorial es un proceso de carácter técnico-político-administrativo, con el que se pretende configurar, en el largo plazo, una organización del territorio, acorde con las potencialidades y limitantes de este, con las expectativas y aspiraciones de la población y con los objetivos de desarrollo (Massiris, 2005).

El desarrollo sustentable es un criterio de crecimiento ampliamente difundido en el mundo, sin embargo, se ha constatado una insuficiente coordinación entre los instrumentos de ordenación territorial, tanto de carácter integral como sectorial y las políticas de conservación de la naturaleza (González Bernáldez 1989, Suárez & Oñate 1999, Allende 2000, Oñate et al. 2002, Europarc-España 2005). Esto involucra como posible solución la toma de medidas para prevenir y corregir los impactos negativos de los procesos de fragmentación de hábitats y poblaciones silvestres que requieren de estrategias territoriales integradas e instrumentos normativos de carácter horizontal, dada la notable incidencia de diversas políticas sectoriales sobre la dinámica de dichos procesos y sus posibles vías de mitigación (Gurrutxaga, 2004).

Las políticas de ordenamiento territorial tienen una evidente influencia en las zonas con mayor fragilidad a las intervenciones antrópicas como anteriormente se ha planteado los cambios de uso de suelo y la expansión urbana han sido participes de la degradación de ecosistemas indispensables para la supervivencia de variadas especies a nivel mundial y el de nuestra propia especie.

La planificación territorial en Chile se estructura a partir de la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LGUC) y su Ordenanza General (OGUC). Los instrumentos de planificación territorial son documentos que regulan el desarrollo y uso del suelo, estableciendo normas y límites para las actividades urbanas y rurales. Los principales instrumentos son 3 de estos en especial del PRC se desprende el límite urbano y el plan seccional.

Instrumentos de Planificación Territorial (IPT):

i) Plan Regional de Desarrollo Urbano: Establece la estructura del sistema de centros poblados en la región, sus relaciones espaciales y funcionales, y las metas de crecimiento estimadas.

ii) Plan Regulador Intercomunal (PRI) o Metropolitano: Regula el desarrollo físico de las áreas urbanas y rurales de diversas comunas que se integran en una unidad



ver no solo en Chile sino que también en Argentina que el crecimiento urbano en muchos casos se ha desarrollado sin atender la existencia de infraestructura hídrica (Manzur, 2021, Bernabeu et al, 2019). Dejando la importancia de los servicios ecosistémicos en un segundo plano.

A modo de ejemplo, se observa que la gestión del agua en Chile no tiene como objetivo la seguridad hídrica y que esta gestión y la gobernanza corresponden al 44% de los problemas de brecha y riesgo hídrico en las cuencas (Fundación Chile, 2022). Es decir, la misma gobernanza genera dilemas en el ecosistema al no atender las interrelaciones propias de las cuencas hidrográficas.

En este punto es necesario entender que los planes son procesados en la actualidad por la Ley 20.417 que crea el servicio de evaluación ambiental y la superintendencia del medio ambiente, promulgada en enero de 2010, que modifica la Ley N°19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente que integra la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) como un nuevo instrumento de gestión ambiental, y la define como “el procedimiento realizado por el Ministerio sectorial respectivo, para que se incorporen las consideraciones ambientales del Desarrollo Sustentable, al proceso de formulación de las políticas y planes de carácter normativo general, que tengan impacto sobre el medio ambiente o la sustentabilidad, de manera que ellas sean integradas en la dictación de la respectiva política y plan, y sus modificaciones sustanciales”. (MMA, 2025). Es decir, hasta antes del 2010 no existía una normativa que aplicara la evaluación ambiental en el desarrollo de los IPT.

La mayoría de los Gobiernos regionales han utilizado la Carta Europea de ordenación del territorio de 1983 en la que se establecen objetivos fundamentales como son

- a) El desarrollo socioeconómico y equilibrado de las regiones.
- b) La mejora de la calidad de la vida.
- c) La gestión responsable de los recursos naturales y la protección del medio ambiente.
- d) La utilización racional del territorio.

Entre estos criterios se considera una práctica de carácter holístico que pueda dar respuesta a las complejidades del territorio desde un enfoque multidisciplinario. Esto debido a las constantes competencias que existen en base a los usos de suelo públicos y privados, sin considerar sus aptitudes. (Clase Ordenamiento Territorial USACH, 2021). Estas y otras problemáticas son abordadas por el ordenamiento territorial desde una perspectiva administrativa que tiene relación con los IPT.

### **3.7.1.- Articulación entre Planes Reguladores Metropolitanos e Instrumentos Comunales**

La planificación territorial en Chile enfrenta el desafío de armonizar la planificación metropolitana con la autonomía comunal en materia de desarrollo urbano. Los planes metropolitanos, como el PRMC en Concepción, tienen un carácter vinculante, y sus disposiciones son de obligado cumplimiento para los planes comunales que se elaboren o actualicen dentro de su ámbito (LGUC, Art. 43).

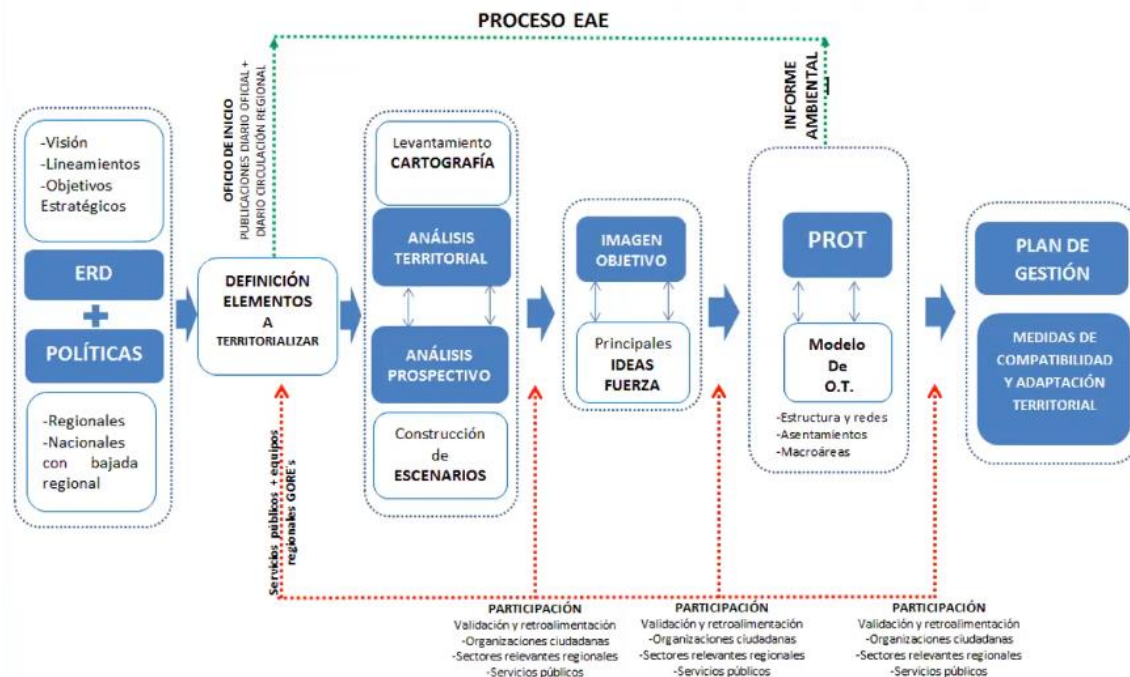
Sin embargo, diversos estudios han evidenciado que dicha relación no siempre es fluida. Las rigideces normativas, la falta de mecanismos de actualización coordinada y las presiones por cambio de uso de suelo son factores que complejizan la implementación armónica de ambos niveles de planificación (Vergara, 2020).

La coordinación efectiva entre PRM y PRC es particularmente crítica en áreas que presentan una alta presión urbana y relevancia ambiental, como las zonas de borde urbano-rural o las áreas protegidas cercanas a zonas metropolitanas (Fernández, 2020).

### 3.7.2.- Nuevas consideraciones en el ordenamiento territorial

Los gobiernos regionales desde el año 2018 tienen mayor potestad para levantar los Planes Regionales de Ordenamiento Territorial (PROT) y hacerlos vinculantes en base a la ley 21.074 de fortalecimiento de la regionalización del país. Esto principalmente por que Chile no tiene una política de ordenamiento territorial a nivel nacional, en cambio posee la ley de general de urbanismo y construcción y su ordenanza, vigentes desde 1975, lo que tiene un enfoque más urbanístico que holístico.

Cuadro 11.- Metodología para elaborar un PROT



Fuente: Clase Ordenamiento Territorial USACH, 2021.

Para elaborar un PROT se parte desde una materia prima que sería la Estrategia Regional de Desarrollo (ERD) que es vinculante a la participación ciudadana (actores públicos y privados) y las políticas nacionales y regionales involucradas en este instrumento.

Posteriormente se entra a distintas etapas como es el prediagnóstico, el diagnóstico territorial, planificación territorial que involucra prospectivas para la construcción de escenarios (tendencial, deseado y óptimo) para llegar a un escenario consensuado que se caracteriza por convertirse en la imagen objetivo con las ideas fuerza, este sería el nuevo modelo de OT, que incluye un plan de gestión, en todos los procesos esta la vinculación ciudadana. Es importante recalcar que la EAE esta involucrada durante todo el proceso.

Lo que se espera de un PROT principalmente es conocer las macrozonificaciones y microzonificaciones para determinar la capacidad de carga que tiene el perfil del territorio y definir sus usos de suelo sin tener tantas externalidades negativas, difundiendo las directrices para el que hacer y como ordenar el territorio. Desde este instrumento se elaboran directrices para los demás IPT.

### **3.7.3.- Caso Específico: PRMC (2003) y su Relación con los PRC de Concepción, Hualqui y Chiguayante en el Entorno del Parque Nacional Nonguén**

En el momento de entrada en vigencia del PRMC, el área de Nonguén estaba clasificada como área de protección de recursos naturales renovables y como parte de las zonas de restricción de expansión urbana. Sin embargo, el reconocimiento como parque nacional no implicó automáticamente una actualización normativa en los PRC, generando descoordinaciones entre los niveles de planificación.

#### **Análisis Normativo de los PRC:**

- **Concepción:** El PRC identifica una franja de uso rural que bordea el parque, con ciertas zonas de uso mixto en sectores como Palomares y Nonguén Bajo, lo cual ha generado presiones por loteo.
- **Chiguayante:** El PRC delimita zonas de uso urbano residencial próximas al borde del parque, lo que implica potenciales conflictos por expansión urbana.
- **Hualqui:** La normativa es más restrictiva, pero aún existen zonas sin actualización específica respecto a la nueva condición de parque nacional.

Estas diferencias reflejan una asimetría en la incorporación del valor ambiental del Parque Nacional Nonguén en los PRC, lo cual entra en tensión con los lineamientos generales del PRMC. La falta de una actualización integrada multiescalar y la existencia de zonas de interfaz urbano-rural no claramente reguladas han sido señaladas como factores de vulnerabilidad territorial en estudios recientes (Pérez & González, 2022).

## 4.- Metodología

### 4.1.- Métodos SIG para la estimación de fragmentación.

En este estudio utilizamos Google Earth Engine (GEE) como plataforma central para el procesamiento masivo de imágenes satelitales y la generación de productos temáticos anuales. GEE permite acceder a colecciones Landsat Collection 2, Level-2 (SR), aplicar máscaras de nubes y sombras, y construir mosaicos homogéneos por año, reduciendo sesgos temporales y asegurando reproducibilidad. Las métricas SIG —áreas por clase, tamaño y conteo de parches, proporción de núcleo/borde— se calcularon directamente sobre los ráster de clasificación y sus máscaras derivadas, exportándose posteriormente a CSV y TIFF para análisis y presentación. Este procedimiento reemplaza el enfoque tradicional de “descarga manual + ArcGIS”, anclando toda la implementación en un entorno de computación en la nube.

Los sistemas de información geográfica (SIG) son una herramienta para la planificación territorial y el análisis espacial, por medio de estos sistemas se puede monitorear y medir fenómenos espaciales diversos (incendios, expansión urbana, fragmentación de bosques, estados de la vegetación, entre otros)

La utilización de imágenes de percepción remota y el uso de SIG, se ha transformado en una herramienta fundamental para la investigación en la Ecología del Paisaje (Moizo, 2004; Moreno, 2014), como también, para manejo de aspectos espaciales con análisis multicriterio para la evaluación, priorización y selección de zonas potenciales de conservación (Muschong, 2009). También autores plantean que el monitoreo de la fragmentación de bosques, tanto espacial como temporal es esencial para comprender y mantener los servicios ecosistémicos (Turner, 2013), como son la biodiversidad, la regulación del clima, almacenamiento de carbono y suministro de agua (Hansen et al., 2013). Para esto se realiza la recolección de variados datos mediante la teledetección, la que a su vez ofrece fundamentos y técnicas para el monitoreo y cuantificación de las distintas superficies del planeta, logrando mediante estas herramientas alcanzar una mayor caracterización de la heterogeneidad de los paisajes. Actualmente se realiza mediante sensores a bordo de satélites aerotransportados, representan un método de bajo costo y permiten evaluar grandes cantidades de extensiones de terrenos o zonas remotas e inaccesibles (De León et al., 2014), dichos sensores miden la cantidad de radiación electromagnética que refleja la superficie de la tierra y objetos que hay en ella, son ideales para capturar y retratar cuantitativamente las condiciones en un momento dado con el fin de conocer los impactos y el cambio del uso del suelo a través del tiempo.

Cuadro 12.- Los satélites y sensores más empleados

SATÉLITE	SENSOR	RESOLUCIÓN ESPACIAL	Nº BANDAS	RESOLUCIÓN TEMPORAL
DMC	SLIM-6	32m	3	<1 día
	SLIM-66-22	22m	3	<1 día
IKONOS	IKONOS	MS: 4m PAN: 1m	4	3 a 5 días
KOMPSAT-2	KOMPSAT-2	MS: 4m PAN 1M	4	3 días
LANDSAT-7	ETM+	MS 30m PAN 15m	8	16 días
QUICKBIRD	QUICKBIRD	MS 2,44 m PAN: 0,61m	4	2 a 4 días
RAPIDEYE	RAPIDEYE	6,5m	5	1día
SPOT	HRG	MS 10 m PAN:2,5 ó 5m	4	2,4-3,7 días
	HRS	PAN:10m	1	26 días
WORLDVIEW-2	WORLDVIEW-2	MS: 2m PAN: 0,5m	8	1-a 3días
RAPIDEYE	RAPIDEYE	5m	5	1 a 5.5 días
SENTINEL 2	SENTINEL 2	10 m	13	10 días

Fuente: (Labrador et al, 2012, Valencia, 2009)

Nota: PAN: Imagen pancromática, MS: Imagen multiespectral, PS: una función de las imágenes PAN y MS.

Para caracterizar la fragmentación del bosque nativo en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén se utilizarán imágenes de la flota satélite Landsat, principalmente por su accesibilidad y número de bandas, estas están disponibles desde principios de los años 70'. Sin embargo, la temporalidad del estudio es acotada entre los años 2000 y 2024 principalmente por la calidad de la imagen y por qué los mosaicos se construyen de manera anual, es por eso que el rango temporal es acotado al año anterior que contiene toda la información necesaria ó sea el año 2024 en relación al presente año 2025. La colección de imágenes satelitales se encuentra en la base de datos de Google Earth Engine (GEE). Además, existen bases de datos actualizadas para coberturas como el bosque nativo, caminos, ríos, etc, las que serán recabadas por medio de la Asociación de Municipalidades del Territorio Nonguén y CONAF.

#### 4.2.- Indicadores e índices de fragmentación

Para evaluar la fragmentación existen procesos estadísticos que permiten aplicar indicadores e índices que han sido utilizados ampliamente en conjunto con las herramientas de percepción remota, su función es describir, caracterizar y definir la

configuración de los paisajes, a su vez estos han sido identificados como metodologías eficaces para la evaluación de la fragmentación. (Reddy et al., 2013). Estos índices e indicadores reflejan los patrones espaciales de los ecosistemas, entregando variados datos numéricos sobre la composición y la configuración de los hábitats. Otros importantes elementos que entregan los índices son las comparaciones temporales y paisajísticas que se pueden extraer de estos, principalmente por la temporalidad y espacialidad que se expresa de maneras distinta en los fragmentos de bosques, es decir, sus cambios en el tiempo, es por esta razón que el estudio será realizado entre los periodos del año 2000 y 2024 con el fin de caracterizar la fragmentación de forma temporal en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén, para lo cual se aplicaran métricas de paisaje.

### **4.3- Métricas de Paisaje**

Dentro de estos índices se pueden encontrar: Numero de Parches (NumP), Media del tamaño del parche (MPS), Media del borde del parche (MPE), Coeficiente de varianza del tamaño del parche (PSCoV), Índice de diversidad de Simpson (SDI), Índice de diversidad de Shanon (SEI), (De León, 2014), también están el Porcentaje de paisaje (PLAND), Índice de parche más grande (LPI), Media del índice de forma (SHAPE), Dimencion fractal (FRAC), entre otros. (Liu, et al., 2014)

Mc Garigal y Marks definen las métricas del paisaje en cuanto a niveles espaciales correspondientes (McGarigal,2015).

- 1.-Métricas a nivel de celda (Local)
- 2.-Métricas a nivel de parche (Carácter espacial individual)
- 3.-Métricas a nivel de clase (Distribución de varios parches, índice de fragmentación)
- 4.-Métricas a nivel de paisaje (patrón espacial, índice de heterogeneidad en la estructura general).

#### **4.3.1.- Cuantificación de la configuración espacial de parches en ambientes fragmentados**

Para la ecología del paisaje resulta importante conocer de forma cuantitativa las características estructurales del paisaje como unidad de estudio, con el fin de esclarecer las posibles relaciones entre la estructura de este con los procesos ecosistémicos que en él tienen lugar (Turner, 1990; 2001). Para este fin, las métricas de paisaje corresponden a algoritmos desarrollados para mapas temáticos que cuantifican características espaciales de los parches, clases de parches o paisajes completos (McGarigal, 2002). Consecuentemente, se comprende que el parche es una unidad homogénea rodeada por elementos de diferentes clases, y un conjunto de parches de un mismo tipo de uso o cobertura forman una clase. Para encausar de forma clara el análisis, es importante destacar que las métricas de paisaje se dividen en métricas de composición (como el área, la cantidad y densidad) y de configuración (indica la distribución y el grado de conectividad o aislamiento) (Turner et al., 2001).

Es por medio de estos datos creados con las imágenes satelitales que se lograra cuantificar y determinar la distribución de los fragmentos y sus cambios en el periodo de

estudio, mostrando en su último periodo los parches que tienen mejores posibilidades de conectividad y los que se encuentran en una etapa crítica, como es la disipación, cambio de formas o aislamiento.

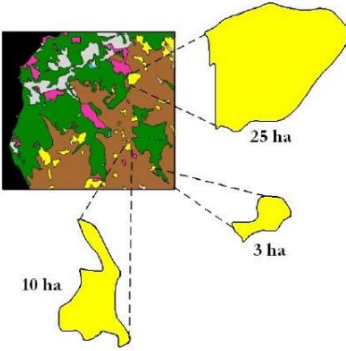
#### 4.3.2.- Tamaño del parche (área)

Un ejemplo de cuantificación de la fragmentación en el área de estudio está dado por la medición del tamaño de los parches, ya que parches más pequeños contienen menor cantidad de especies, así como menor densidad poblacional (Hanski, 1994; Hames et al., 2001), menor probabilidad de colonización por otros individuos, disponibilidad limitada de recursos y por ende se constriñe y presiona el tamaño de la población a un límite determinado (Didham, 2010; Ewers & Didham, 2006). Todos estos factores aumentan el riesgo de extinción local de poblaciones (Newton, 1995). En este sentido, uno de los principales efectos negativos de la fragmentación per se es la implicancia de una mayor cantidad de parches pequeños (McArthur y Wilson, 1967), los cuales en algún momento determinado no cumplirán los requerimientos de área para sostener una población local creciente, generando una población no viable, donde la mortalidad es mayor que los nacimientos dada la falta de superficie.

De esta forma se interrelacionará en detalle las características como unidad y clase de los parches que existen en el Paisaje de Conservación del Territorio Nonguén.

Cuadro 13.- Métricas de paisaje

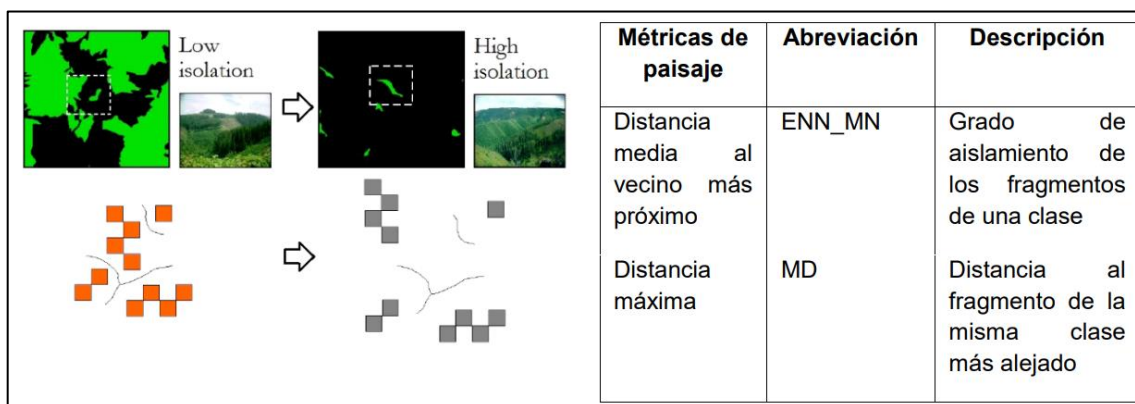
Métricas de paisaje	Abreviación	Descripción
Área total de la clase (Há)	AC	Suma de área total de parches de una misma clase
Tamaño promedio del parche (Há)	MPS	Área promedio de todos los parches de una clase
Número de parches	NP	Número de parches de una misma clase



El diagrama ilustra un paisaje fragmentado con parches de diferentes tamaños y formas. Se muestran tres parches específicos etiquetados con sus áreas: uno grande de 25 ha, uno mediano de 10 ha y uno pequeño de 3 ha. Las líneas de conexión indican que estos parches pertenecen a una misma clase dentro del paisaje.

Fuente: Métricas de área (McGarigal, 2002).

Cuadro 14.- Distancia entre parches



Fuente: Métricas de área (McGarigal, 2002)

Del cuadro N°12 se desprende la configuración espacial del conjunto de parches y su interrelación en distancia, lo que mostrara la distribución y a su vez la cercanía entre parches, mostrando la distribución espacial de la fragmentación es decir el índice de fragmentación del paisaje, otorgando al paisaje distintos tipos de posibilidades de conectividad y zonas críticas con respecto al criterio de recuperación de hábitats. Lo que determinara las posibilidades de reconexión que puedan tener los fragmentos como por ejemplo un corredor biológico.

#### 4.4.- Pérdida de Hábitat y fragmentación

Para el cálculo de la pérdida de hábitat con el fin de profundizar la caracterización, se aplicarán métricas de pérdida de hábitat en dos ventanas temporales, pérdida histórica y pérdida reciente, este cálculo se realizará utilizando como descriptor de ecosistemas las formaciones vegetaciones (Luebert & Pliscoff, 2017), este nivel corresponde al superior en la estructura jerárquica de esta clasificación y se basa en la fisonomía (estructura) de la vegetación dominante (ej. Bosque Esclerófilo, Bosque Espinoso, bosque de monocultivos, zona agrícola, entre otros) para este caso se utilizara la vegetación relacionada al bosque nativo, así los resultados se pueden explicar en forma genérica.

Esto se expresaría como la resta entre el mapa actualizado con el mapa que presento mayor cobertura vegetaciones nativa (bosque) en el periodo de estudio, a su vez se presentaría la resta entre el primer periodo y el ultimo lo que mostraría la perdida de hábitat histórico. Esto con la finalidad de caracterizar la perdida de hábitat acompañado de la fragmentación, asumiendo que no todo parche es un hábitat idóneo.

#### 4.5.- Softwares usados para la medición de fragmentación

En la presente investigación se implementó un flujo reproducible que combina el uso de Google Earth Engine (GEE) y QGIS (Quantum GIS).

GEE (Google Earth Engine): plataforma de computación en la nube especializada en análisis geoespacial, utilizada como núcleo metodológico para acceder a las colecciones de imágenes satelitales Landsat Collection 2, Level-2 SR (Surface Reflectance), aplicar

filtros de nubes/sombras mediante la banda QA\_PIXEL, generar mosaicos anuales, ejecutar clasificaciones supervisadas y calcular métricas de fragmentación (CORE/EDGE, NP, AREA\_MN, LPI).

QGIS (Quantum GIS): software de código abierto empleado para el posprocesamiento cartográfico, incluyendo la aplicación de simbología oficial, el diseño de maquetas y mapas finales, y la integración de tablas exportadas desde GEE.

El uso combinado de GEE y QGIS permitió simplificar el acceso a las imágenes satelitales (sin descargas locales), estandarizar el preprocesamiento, asegurar la trazabilidad de las operaciones y facilitar la presentación final de los resultados en la tesis.

GEE permite calcular métricas de paisaje equivalentes con funciones propias de JavaScript o Python, como: Área de parches (con connected Components y reduce Region), Número de parches (contando regiones), Índices de borde (medir perímetros), Proporción de clases de cobertura (área de bosque, agricultura, etc.).

#### **4.6.- Interrelación de usos de suelo, CUS y fragmentación.**

Es posible visualizar que las tecnologías SIG son herramientas ampliamente usadas y que poseen distintos desarrolladores a nivel mundial, están enfocadas en el trabajo científico relacionado a la fragmentación y el paisaje en distintas escalas, todas trabajan con datos georreferenciados espacialmente (Camboim et al., 2015). Esto permite integrar datos en una misma plataforma de información espacial, priorizando QGIS para posprocesos cartográficos (simbología, maquetas, mapas) y GEE para análisis y métricas de fragmentación y conectividad. Cuando se requiera un set extendido de métricas, los ráster exportados desde GEE son compatibles con paquetes equivalentes en QGIS.

Para realizar la interrelación entre las coberturas existentes se tomarán datos relacionados a la cobertura de bosque nativo, de plantación de monocultivos, áreas urbanas y rurales entre otras, las cuales serán vinculadas con los usos de suelo del plan regulador de las comunas de Concepción, Chiguayante, Hualqui y el Plan de Desarrollo Regional. Posteriormente estos resultados serán vinculados a las microcuencas hidrográficas que se presentan en la propuesta de PCTN con la finalidad de realizar una propuesta de recuperación de causes y bosques nativos, ya que estas son las zonas con mayor probabilidad de sostener exitosamente bosques de tipo templado y esclerófilo, brindando así una mejora en el paisaje de conservación y extendiendo los beneficios ecosistémicos fuera del PNN, a su vez esto podría propiciar un fortalecimiento para las zonas de transición o amortiguamiento.

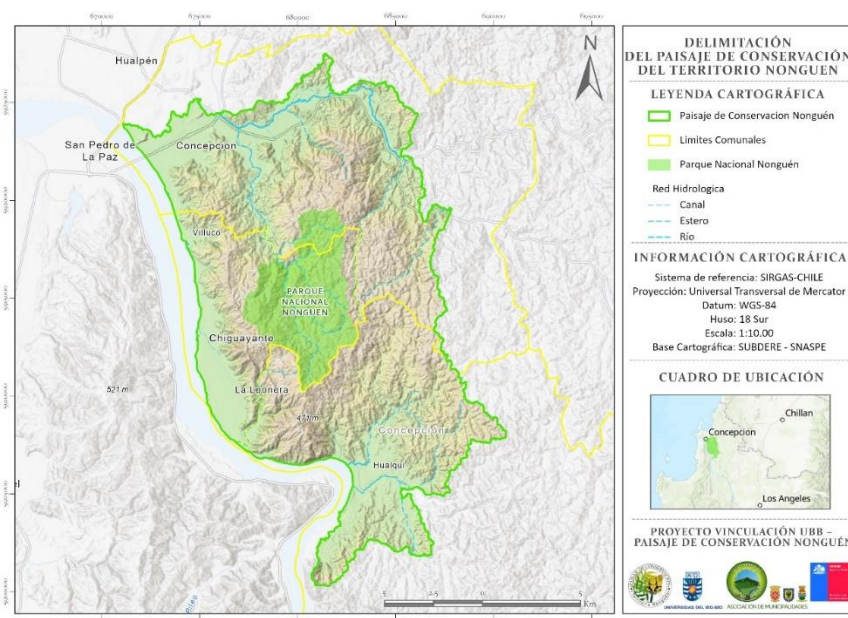
La fuente de los datos será proporcionada por la Asociación de Municipalidades del Territorio Nonguén, CONAF y elaboración propia. El trabajo se realizará a una escala de 1:150000 dado que este es un estudio de características locales que involucra principalmente a tres comunas, que son Concepción, Chiguayante y Hualqui, estos datos son procesados por GEE con imágenes Landsat que poseen una resolución espacial de 30m por píxel.

Para el estudio de fragmentación las características paisajísticas que se evaluarán son la clasificación de unidades por agrupamiento identificando la homogeneidad y heterogeneidad en el paisaje por medio de los distintos parches. Este estudio tendría un alcance de carácter topológico, constituyendo un estudio paisajístico que tiene relación con el criptosistema y que desde la perspectiva ecológica se comprendería como un geosistema visto bajo la mirada de la ecología del paisaje, comprendiendo el paisaje como un sistema de interrelaciones complejas bióticas, abióticas y en este caso antropogénicas como transformador del paisaje. Por esto se evaluarán los cambios de uso de suelo como un factor transformador del paisaje, buscando sincronizar los usos de suelos actuales con las zonas de mayor probabilidad de conexión entre parches, es decir el tipo de uso de suelo con los parches más cercanos entre sí.

#### 4.7.- Breve descripción del área de estudio

Las respectivas áreas de estudio consideraran la zona del PNN y el PCTN con la finalidad de prestar una visión integrada de todo el buffer de influencias en el PNN. Estos están graficados por la Asociación de Municipalidades y están también disponibles en su página web (Territorio Nonguén, 2024), en la siguiente imagen se visualiza el área de estudio. De esta área de estudio se desprenden dos estudios principales, la fragmentación y la conectividad. La conectividad considera el PNN ya que el ecosistema principal ésta concentrado en esta área, a diferencia de la fragmentación que será enfocada en el PCTN, de la cual saldrán los insumos para medir la conectividad ecológica estructural. Para la fragmentación en los valores se resta del total de cada año la superficie en ha del PNN como se verá en los gráficos construidos en base a las tablas CSV que entrega GEE.

Mapa 1.- Propuesta PCTN, 2024.



Fuente: UBB PCTN.

Paisaje Conservación Territorio Nonguén: 26391,83 ha

El Parque Nacional Nonguén se localiza en las comunas de Concepción (20%) y la de Chiguayante (80%) y colinda al Sur con la comuna de Hualqui. De acuerdo con el Plan Regulador Metropolitano corresponde a una Zona de Valor Natural (ZVN-17). Al Este y Sur limita con Zona Rural no planificada. Al Norte y Oeste con Zonas de Extensión Urbana en Pendiente (ZEP) y ZVN-20.

#### 4.8.- Recolección y tratamiento de datos.

El principal dato de entrada es el catastro de uso de suelos y vegetación aportado por CONAF Biobío 2017 a la que se aplicó el proceso en Qgis de disolver al campo de subuso, arrojando un total de 18 categorías. Las cuales fueron reclasificadas en 5 categorías finales para trabajar en las imágenes landsat.

Tabla N°3 Reclasificación de subuso

Subuso	Reclasificación	Sup_ha
Bosque Mixto	Bosque Mixto (BN)	6177,76
Bosque Nativo		
Ciudades, Pueblos, Zonas Industriales	Ciudades, Pueblos, Zonas Industriales (CD)	3241,90
Minería Industrial		
Matorral	Matriz abierta (Agrícola/Pradera/Matorral) (MA)	4601,33
Matorral-Pradera		
Matorral Arborescente		
Praderas		
Terreno de Uso Agrícola		
Rotación Cultivo-Pradera		
Otros sin Vegetación	Plantación (PF)	12176,10
Plantación		
Cajas de Ríos	Rios, Lagos y Humedales (AG)	194,74
Lagos, Lagunas, Embalses, Tranques		
Otros Terrenos Húmedos		
Playas y Dunas		
Ríos		
Vegas		

Fuente: elaboración propia en Qgis. 2025 base de datos CONAF 2017.

Para este estudio se consideró la matriz principal la plantación forestal (PF) que considera los espacios que quedan de las cosechas y el bosque de plantación y la matriz abierta (MA) compuesta por matorral, zona agrícola y pradera la que será considerada de forma genérica como matorral.

Para el PRMC se reclasificaron las clases de usos en tres principales categorías que fueron asimilable a Extensión Urbana, a Infraestructura Ecológica y Urbano Consolidado.

Tabla 4 PRMC 2003

ASIMILACION	Reclasificacion	ZONA	NOMBRE	Sup. ha
Asimilable a Extensión Urbana	Asimilable a Extensión Urbana	ZAA	ZAA Zona Asentamiento Agrícola	7897,788993
Asimilable a Extensión Urbana		ZDC	ZDC Zona Desarrollo Condicionado	
Asimilable a Extensión Urbana		ZEHM	ZEHM Zona Extensión Habitacional Mixta	
Asimilable a Extensión Urbana		ZEHP	ZEHP Zona Extensión Habitacional Preferente	
Asimilable a Extensión Urbana		ZEP	ZEP Zona Extensión en Pendiente	
Asimilable a Infraestructura Ecológica	Asimilable a Infraestructura Ecológica	AVS	AVS Zona Área Verde y de Separación	110,0187988
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZD	ZD Zona Drenaje	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZEMD	ZEMD Zona Equipamiento Deportivo	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZEMR	ZEMR Zona Equipamiento Recreacional	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZEMS	ZEMS Zona Equipamiento Metropolitano	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZEMU	ZEMU Zona Equipamiento Metropolitano de Campus Educacional	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZEPM	ZEPM Zona Equipamiento Parque Metropolitano	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZIP	ZIP Zona Interés Patrimonial	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZIS	ZIS Zona de Interés Silvoagropecuario	
Asimilable a Infraestructura Ecológica		ZVN	ZVN Zona Valor Natural	
Asimilable a Urbano Consolidado		Asimilable a Urbano Consolidado	ZEMC	
Asimilable a Urbano Consolidado	ZHM		ZHM Zona Habitacional Mixta	

Fuete: Elaboración propia en base a PRMC 2003.

Estas zonas de asimilación se cruzaron con las unidades de paisaje del PCTN y los parches de Bosque nativo con una conexión a 30 mts desde los bordes.

#### 4.9.- Metodología en Google Earth Engine

La selección, preprocesamiento y clasificación de imágenes Landsat se realizó íntegramente en Google Earth Engine (GEE). Para cada año de interés (2000, 2010, 2014, 2017, 2024) se filtró la colección Landsat L2 en la ventana enero–marzo, priorizando mínima nubosidad (QA\_PÍXEL). Se aplicó en todos los casos escalado SR y máscaras de nubes/sombras; se generaron bandas espectrales e índices NDVI, NBR, NDMI y NDBI. Con la capa de muestras muestras\_clasificacion, se entrenó un Random Forest por año (70/30) y se obtuvo el mapa de clases. Para limpiar ruido se aplicó modo 3×3 y se definió UMC = 0,81 ha al Bosque Nativo (clase 0). De cada año se exportaron: ráster clasificado (GeoTIFF), versión RGB, máscaras BN (UMC y CORE/EDGE a 120 m), áreas/porcentajes por clase (CSV) y métricas de fragmentación del BN (CSV). Las salidas cartográficas se finalizaron en QGIS.

##### 4.9.1.- Selección y mosaicos Landsat (2000, 2010, 2014, 2017, 2024)

Se definieron ventanas preferentes de verano (15 enero–31 marzo), extendidas (15 nov.–15 abr.) y de respaldo (año completo). Se exigió cobertura del AOI  $\geq 95\%$  y enmascarado de nubes/sombras/nieve vía QA\_PIXEL. La fusión intersensorial fue:

- 2000–2011: LT05 + fallback LE07
- 2013–2021: LC08
- 2022–2024: LC09+fallbackLC08

Cada colección fue escalada (reflectancias SR\_B\*) y renombrada a bandas comunes (blue, green, red, nir, swir1, swir2). El mosaico anual prioriza menor nubosidad.

#### 4.9.2.- Índices espectrales (NDVI, NBR, NDMI, NDBI)

A partir de los mosaicos se añadieron:

**NDVI** =  $(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$ ; **NBR** =  $(\text{NIR} - \text{SWIR2}) / (\text{NIR} + \text{SWIR2})$ ;

**NDMI** =  $(\text{NIR} - \text{SWIR1}) / (\text{NIR} + \text{SWIR1})$ ; **NDBI** =  $(\text{SWIR1} - \text{NIR}) / (\text{SWIR1} + \text{NIR})$ .

Estas bandas, junto a las ópticas, constituyen el stack de entrada al RF.

#### 4.9.3.- Clasificador Random Forest

Se entrenó un RF (300 árboles; variablesPorSplit=5; seed=42) con muestras etiquetadas (class\_id: BN=0, PF=1, CD=2, MA=3, AG=4). Se aplicó muestreo estratificado balanceado, con 70% entrenamiento y 30% validación interna por año.

#### 4.9.4.- Posproceso UMC (0,81 ha)

La clase BN se depuró con un filtro de conectividad y se retuvieron conglomerados  $\geq 9$  píxeles (30 m), equivalentes a 0,81 ha. Esto genera la capa BN\_UMC por año.

#### 4.9.5.- Núcleo y Borde (CORE/EDGE, buffer 60 m)

Sobre BN\_UMC se segmentó CORE (distancia al borde del BN  $\geq 60$  m) y EDGE ( $\leq 60$  m), calculando áreas (ha) y proporciones (% del BN\_UMC).

#### 4.9.6.- Validación (OA y Kappa)

Se reportan Exactitud global (OA) y Kappa por año, a partir de la matriz de confusión del conjunto de validación.

#### 4.9.7.- Parámetros clave y ventanas temporales

- Cobertura mínima AOI por imagen: 95%
- UMC (BN): 0,81 ha (9 píxeles a 30 m)
- Borde (EDGE): 60 m
- Ventanas: verano  $\rightarrow$  extendida  $\rightarrow$  anual (fallback)

#### **4.9.8.- Flujo de exportes (tablas y mapas)**

El flujo genera:

- Áreas por clase/año (E\_all\_areas\_pct\*.csv y EYYYY\_areas\_pct.csv)
- Métricas de exactitud (E\_all\_metrics\*.csv, E\_YYYY\_metrics\*.csv)
- Fragmentación (E\_YYYY\_CORE\_EDGE\_120mv.csv)
- Mosaicos/Clasificaciones RGB (EYYYY\_MOSAIC\_RGB, EYYYY\_cls\_RGB)

#### **4.9.9.- trazabilidad**

Validación independiente por época (OA, UA/PA por clase, F1; reporte por tabla).

Exportes: rasters clasificados GeoTIFF, parches (vector o raster etiquetado), tablas de métricas por época y por zona PRMC/PRC.

Control de versiones: nombre estándar PCTN\_cls\_E{n}\_YYYYMMDD y manifiesto metodológico (parámetros, semillas RF, UMC).

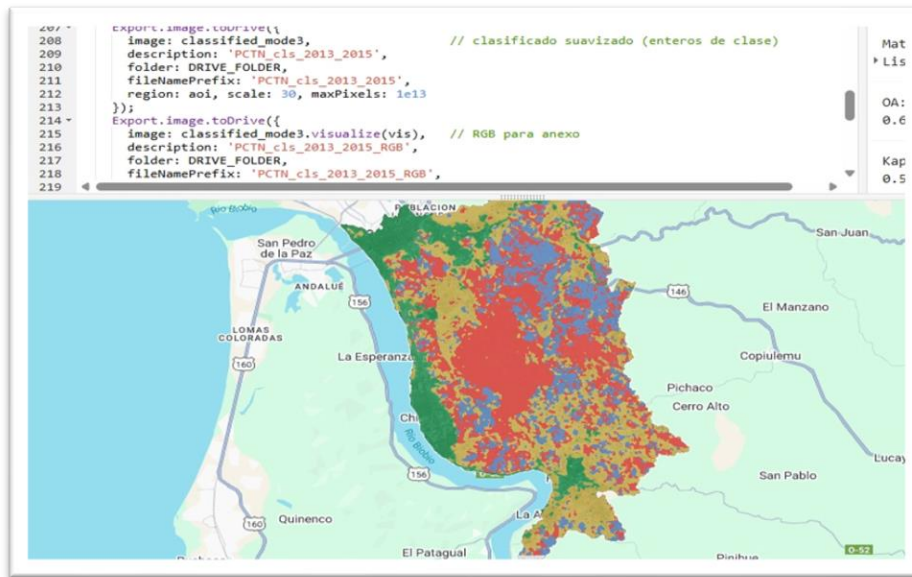
- GeoTIFF (.tif): mapas clasificados.
- CSV (.csv): tablas con áreas, métricas y validaciones.
- Cada resultado indica sensor, fechas, % nubosidad, modelo usado, etc. para asegurar trazabilidad (poder repetir o verificar el análisis).

#### **4.10.- Limitaciones**

- Resolución Landsat (30 m) no detecta procesos muy finos.
- Estacionalidad puede introducir sesgos (vegetación cambia según la época).
- Algunas clases se confunden (ejemplo: plantaciones jóvenes vs. bosque degradado).
- Se detectaron confusiones entre bosques nativos degradados y plantaciones jóvenes, lo que es una limitación esperable con Landsat (30 m).

- La calidad depende de las muestras de entrenamiento que fueron 70% entrenamiento y 30% automatizado.

Imagen 1.- PCTN con reclasificación en GEE.



Fuente: elaboración propia en base a la plataforma GEE. (2025).

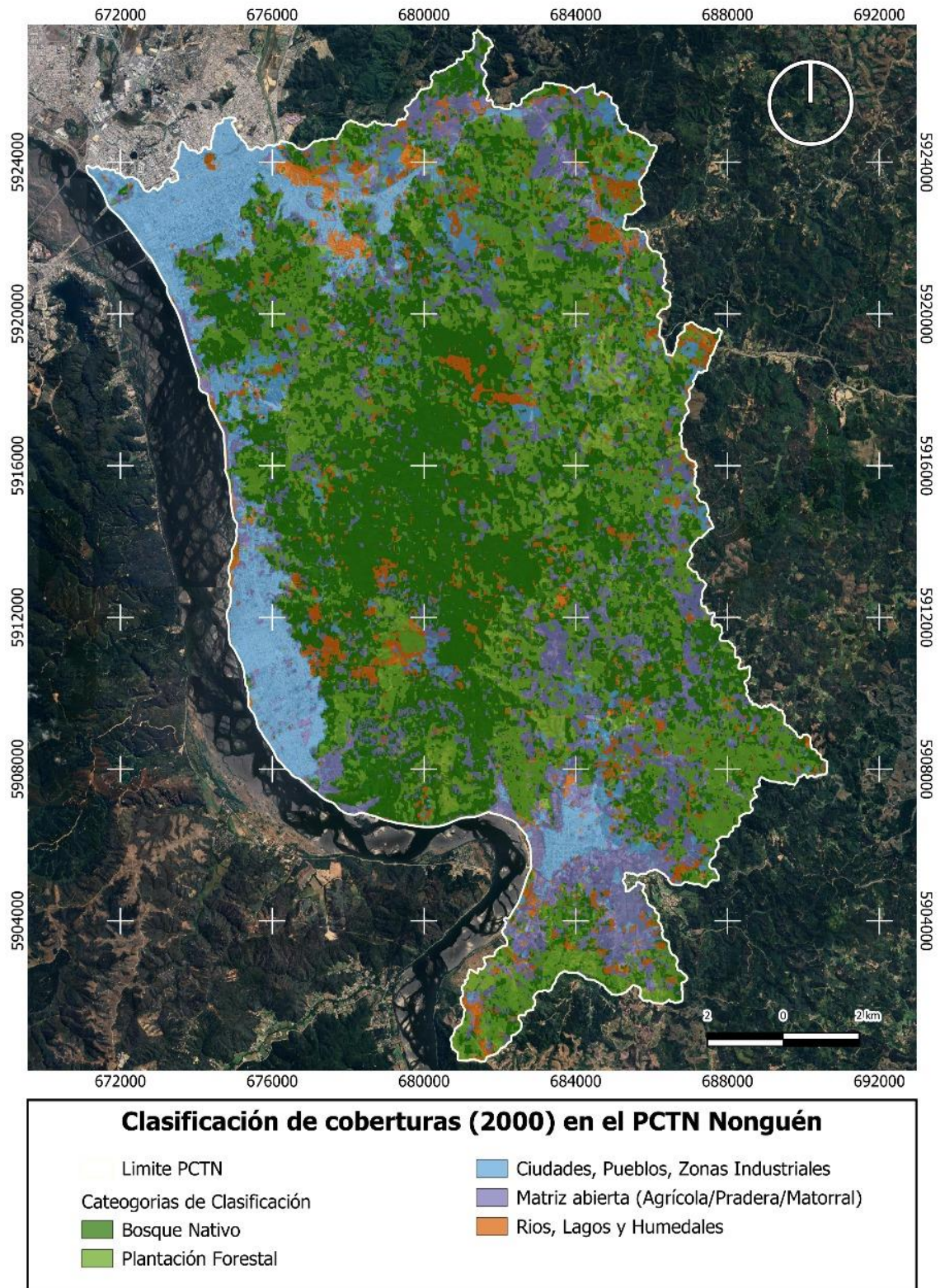
## 5.- Resultados

### 5.1.- Clasificación anual para cartografías (2000, 2010, 2014, 2017, 2024)

La clasificación supervisada multianual se generó en Google Earth Engine (GEE) y se finalizó en QGIS para su representación cartográfica. En GEE se construyeron mosaicos Landsat C2 L2 (SR) por año (enero-marzo), aplicando QA\_PIXEL

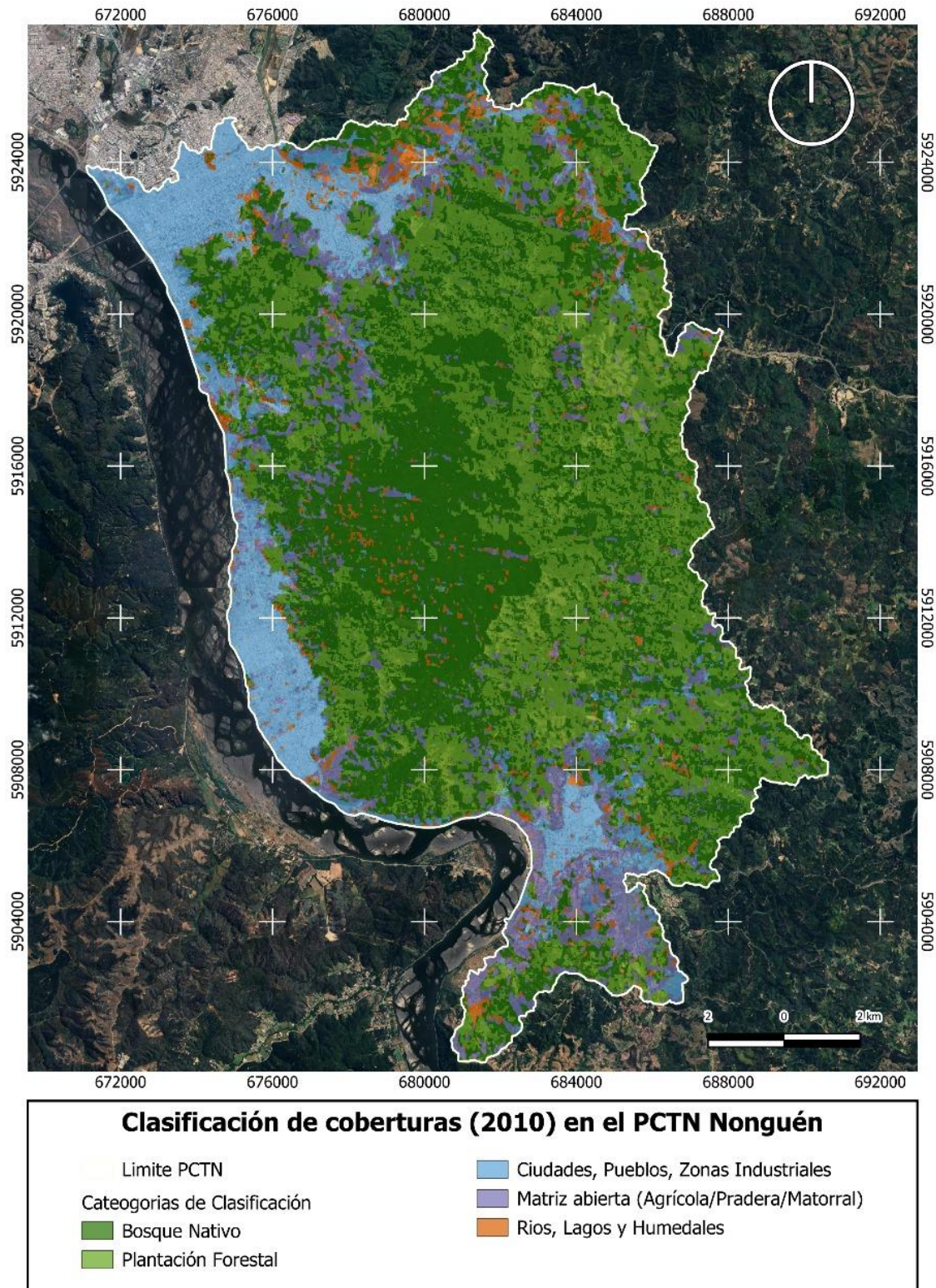
y armonizando bandas (blue, green, red, nir, swir1, swir2). Con un clasificador Random Forest (300 árboles; 70/30) e índices NDVI, NBR, NDMI y NDBI se obtuvo un mapa con cinco clases: Bosque Nativo (BN), Plantación Forestal (PF), Cuerpo de Agua (CD), Matorral/Arbustal (MA) y Agrícola/Urbana (AG). Además, se generaron capas derivadas: BN\_UMC (filtro 3×3 + UMC = 0,81 ha) y CORE/EDGE (núcleo/borde a 120 m sobre BN\_UMC).

Mapa 2 Clasificación coberturas año 2000 en el PCTN



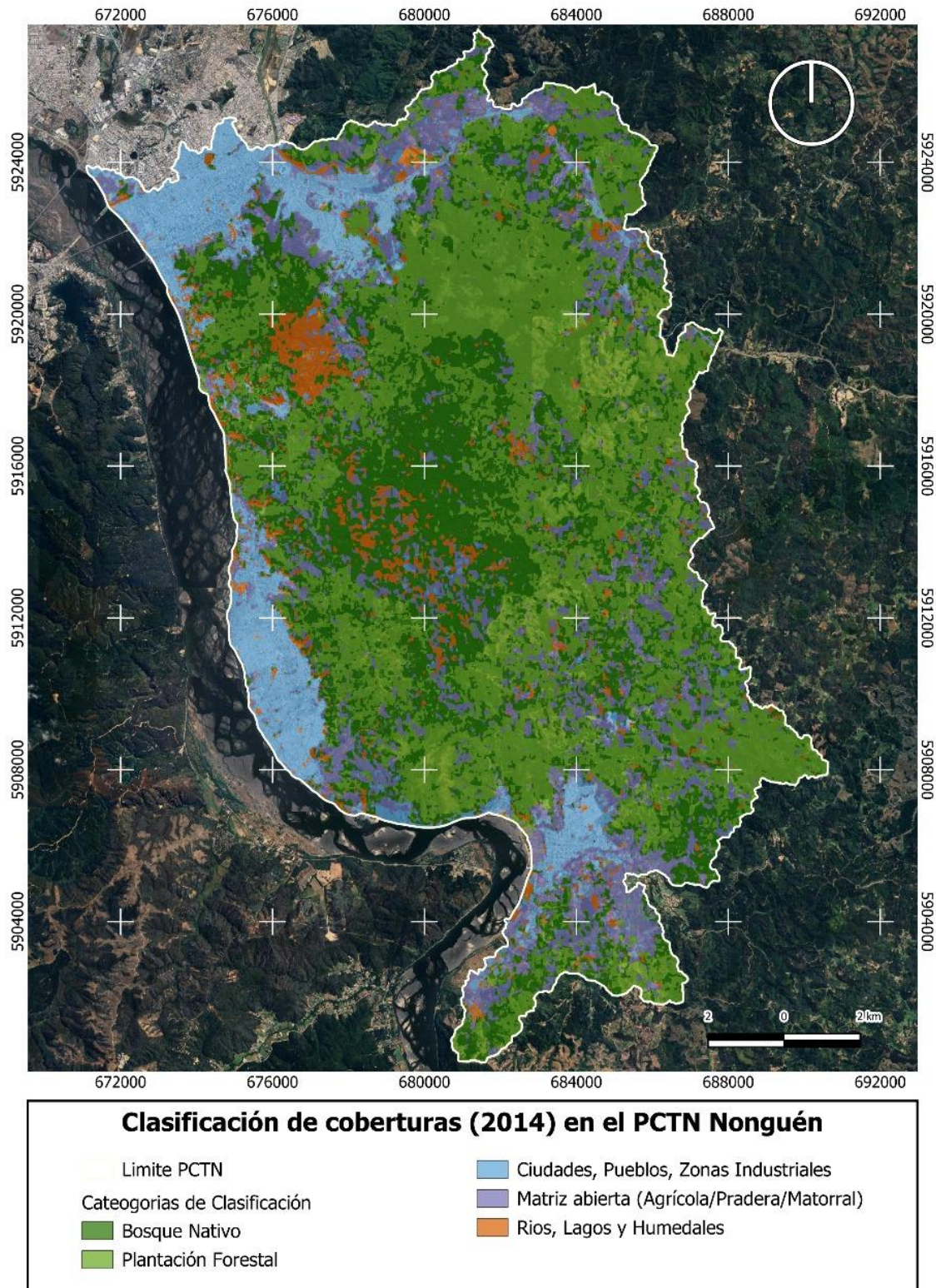
Fuente: Elaboracion propia en Qgis 3.44.0.

Mapa 3 Clasificación coberturas año 2010 en el PCTN



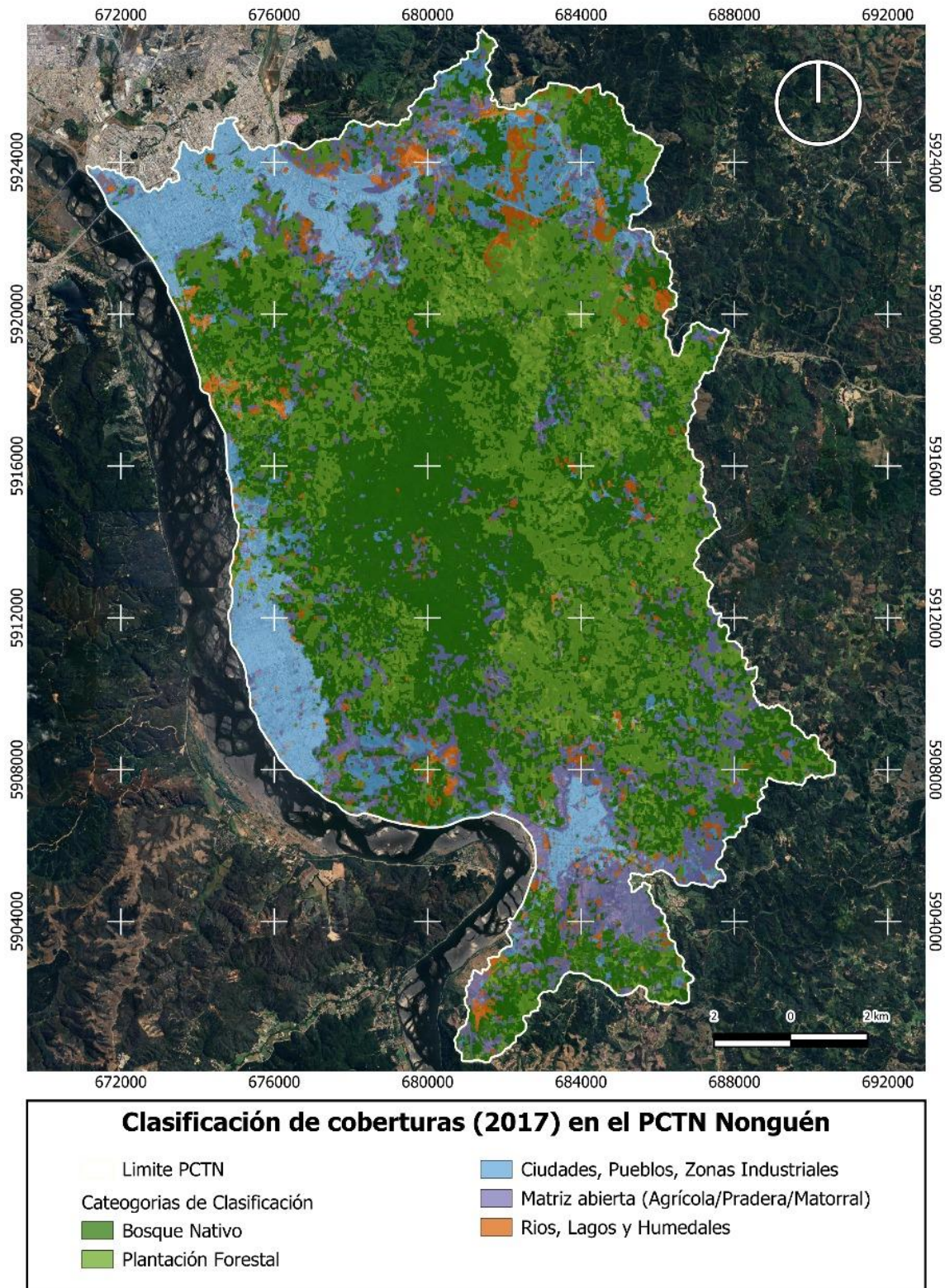
Fuente: elaboración propia en Qgis 3.44.0.

Mapa 4 Clasificación coberturas año 2014 en el PCTN



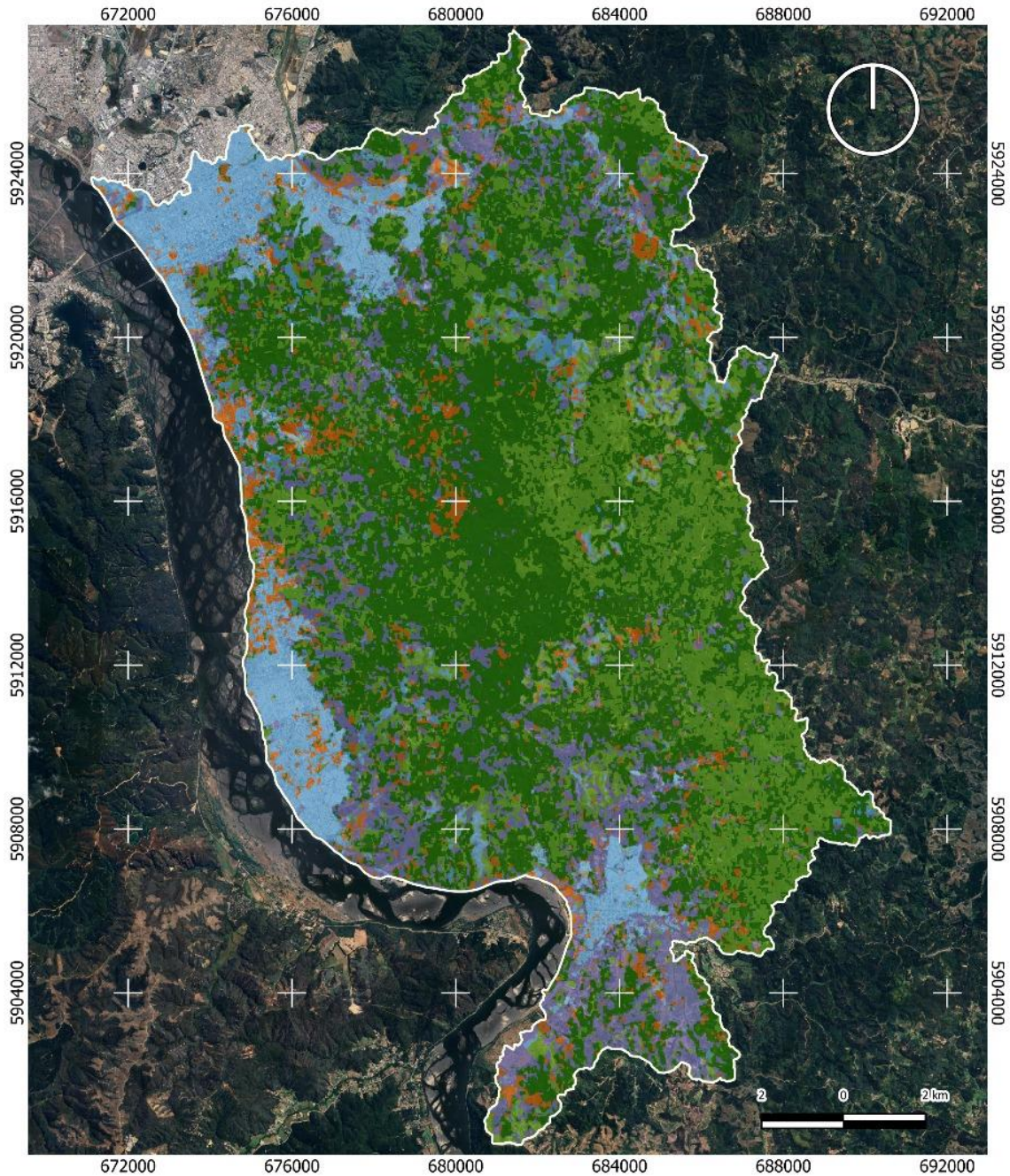
Fuente: Elaboración propia en Qgis 3.44.0.

Mapa 5 Clasificación coberturas año 2017 en el PCTN.



Fuente: Elaboración propia en Qgis 3.44.0.

Mapa 6 Clasificación coberturas año 2024 en el PCTN



Fuente: Elaboración propia en Qgis 3.44.0.

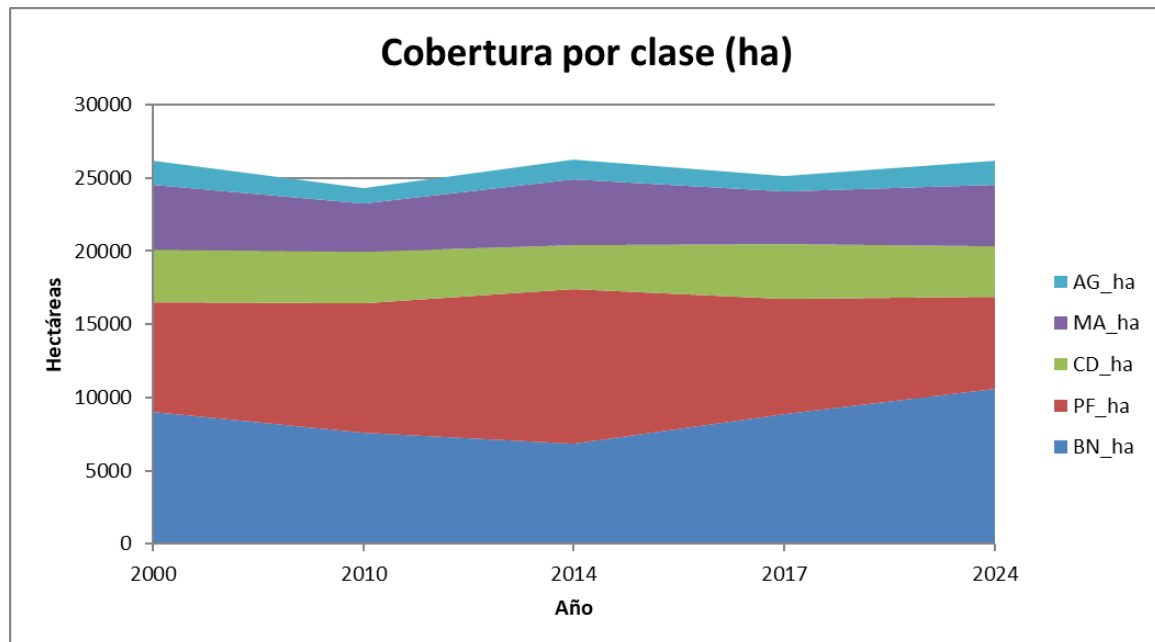
## 5.2 Áreas y porcentajes por clase.

La cuantificación anual de superficies (ha) y porcentajes (%) por clase proviene del flujo en GEE y se consolida en E\_all\_areas\_pct.csv.

En términos absolutos (ha), las coberturas dominantes alternan entre BN y PF a lo largo de la serie 2000–2024, mientras que en términos relativos (%) el BN aumenta su peso a partir de 2014 y alcanza su máximo en 2024.

Los siguientes gráficos incluyen la superficie del PNN que tiene 3036.90 ha de superficie.

Gráfico 1 Cobertura por clase en ha, 2000-2024



**Fuente:** Elaboración propia en base a tablas.

En el gráfico 1 se puede apreciar variaciones importantes en las coberturas, en especial una inflexión en el año 2014 donde se aprecia una disminución del BN acompañada del aumento de PF y MA. El consiguiente aumento de BN tiene relación a los cultivos de las PF lo que da un carácter ascendente en la ocupación en hectáreas debido a la metodología aplicada y la estandarización de la matriz 3x3 que absorbe píxeles transformándolos a el carácter más presente entre la maya. Lo que no significa necesariamente un aumento en el BN más bien esta cercano a una ralentización de su degradación, tanto en núcleo como en bordes.

Existe un juego de sustitución entre bosque nativo (BN) y plantaciones forestales (PF):

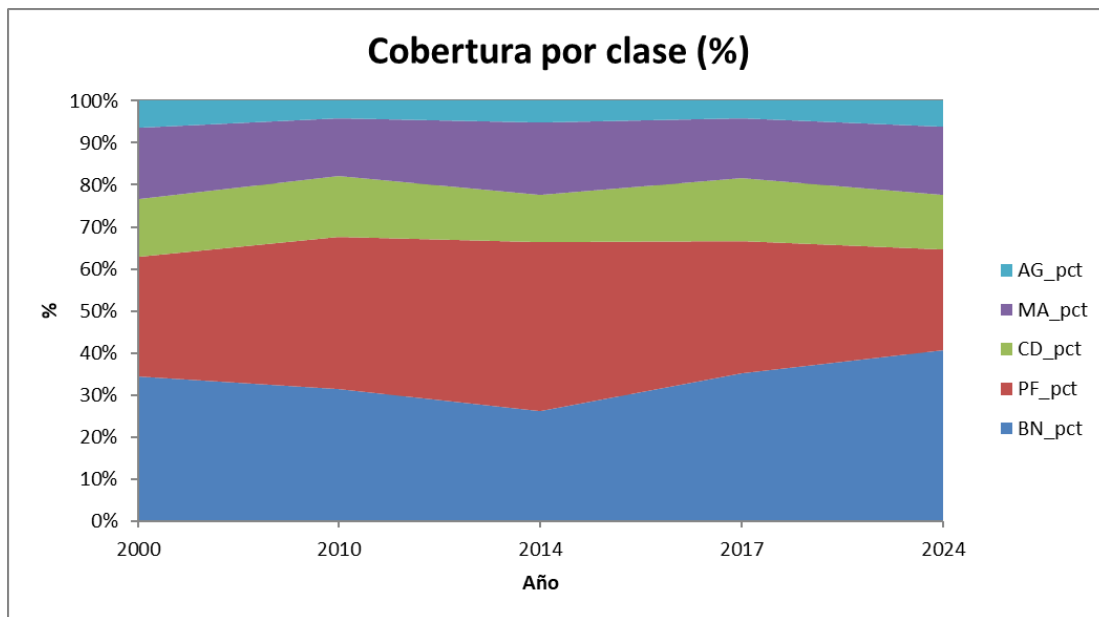
- En 2000–2014 el bosque nativo disminuye mientras aumentan las plantaciones.
- Desde 2017 ocurre lo contrario: el bosque nativo recupera terreno a costa de la reducción de plantaciones en base a la metodología aplicada.

Esto sugiere procesos de recuperación o restauración ecológica en los últimos años, posiblemente asociados a reforestación con especies nativas, abandono de plantaciones o regeneración natural lo que en los datos globales no significa una recuperación en términos de conectividad ecológica estructural, más bien dista las limitaciones de trabajar a una escala de pixel menos detallada, sin embargo la disponibilidad de imágenes satelitales de mejor calidad se encuentran disponible desde el 2015 lo que habría acotado el espacio temporal del análisis.

La estabilidad de matorral y cultivos/degradación indica que los cambios más importantes del paisaje se dan en el eje BN / PF.

El agua se mantiene estable, sin cambios significativos considerando que esta clasificación engloba Cajas de ríos, lagos, lagunas, embalses, tranques, otros terrenos húmedos, playas y dunas, ríos y vega.

Gráfico 2 Cobertura por clase (%), 2000-2024



**Fuente:** Elaboración propia en base a tablas.

Los porcentajes poseen una correlación similar al gráfico anterior, los cultivos y la matriz de 3x3 se ven reflejadas en el comportamiento de los datos.

Las siguientes tablas muestran la superficie ocupada por las clases sin considerar el PNN en el PCTN.

Tabla N°5 Superficie ha y porcentaje por clase y año en el PCTN.

2000			2010		
Clase	ha	%	Clase	ha	%
Bosque Nativo	5972,78	25,77%	Bosque Nativo	4.588,12	21,61
Plantación Forestal	7 497.44	32,36%	Plantación Forestal	8 776.86	41,34
Ciudad	3 558.35	15,49%	Ciudad	3 555.91	16,75
Matorral	4 459.81	19,23%	Matorral	3 324.95	15,66
Cuerpos de agua	1 680.02	7,25%	Cuerpos de agua	984.36	4,64

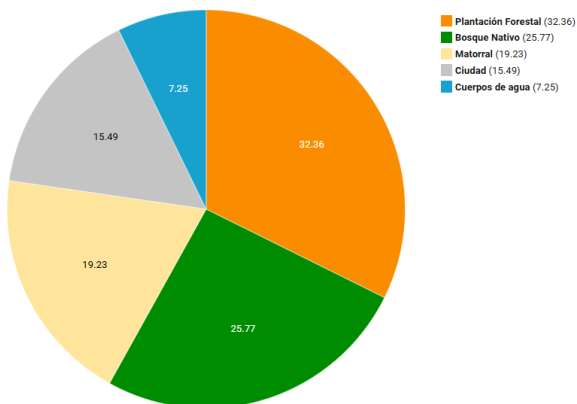
2014			2017		
Clase	ha	%	Clase	ha	%
Bosque Nativo	3.798,91	16,38	Bosque Nativo	5.792,96	26,25
Plantación Forestal	10 590.82	45,68	Plantación Forestal	7 894.57	35,78
Ciudad	2 947.70	12,71	Ciudad	3 736.31	16,93
Matorral	4 497.35	19,4	Matorral	3 578.89	16,22
Cuerpos de agua	1 351.53	5,83	Cuerpos de agua	1 064.48	4,82

2024		
Clase	ha	%
Bosque Nativo	7.562,83	32,72
Plantación Forestal	6 281.17	27,18
Ciudad	3 447.15	14,91
Matorral	4 198.85	18,17
Cuerpos de agua	1 620.93	7,01

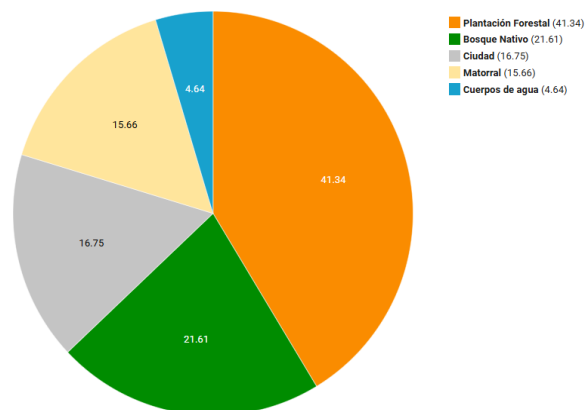
**Fuente:** elaboración propia en base a tablas.

Gráfico 2 Evolución en (%) de las clases en el PCTN

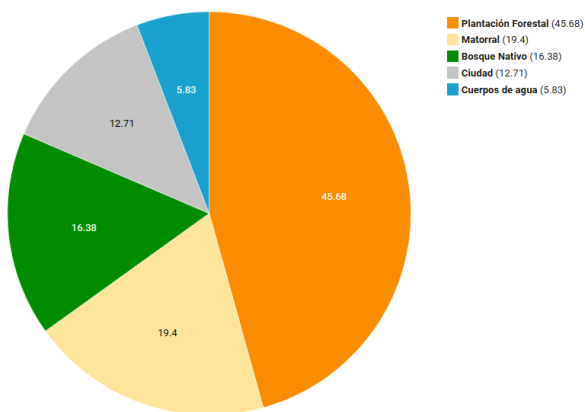
Ocupación de clases en el PCTN año 2000



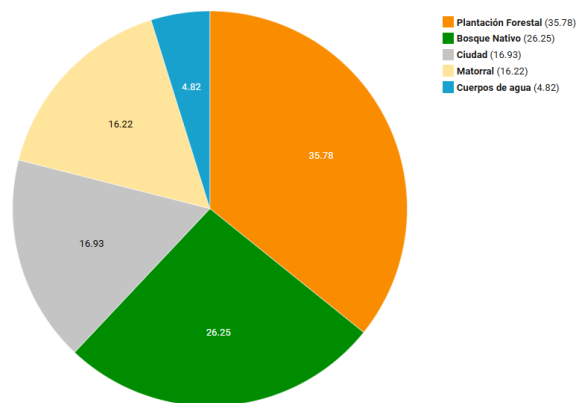
Ocupación de clases en el PCTN año 2010



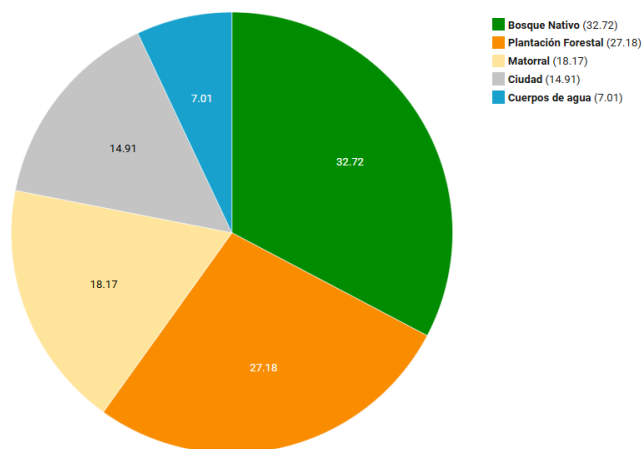
Ocupación de clases en el PCTN año 2014



Ocupación de clases en el PCTN año 2017



Ocupación de clases en el PCTN año 2024



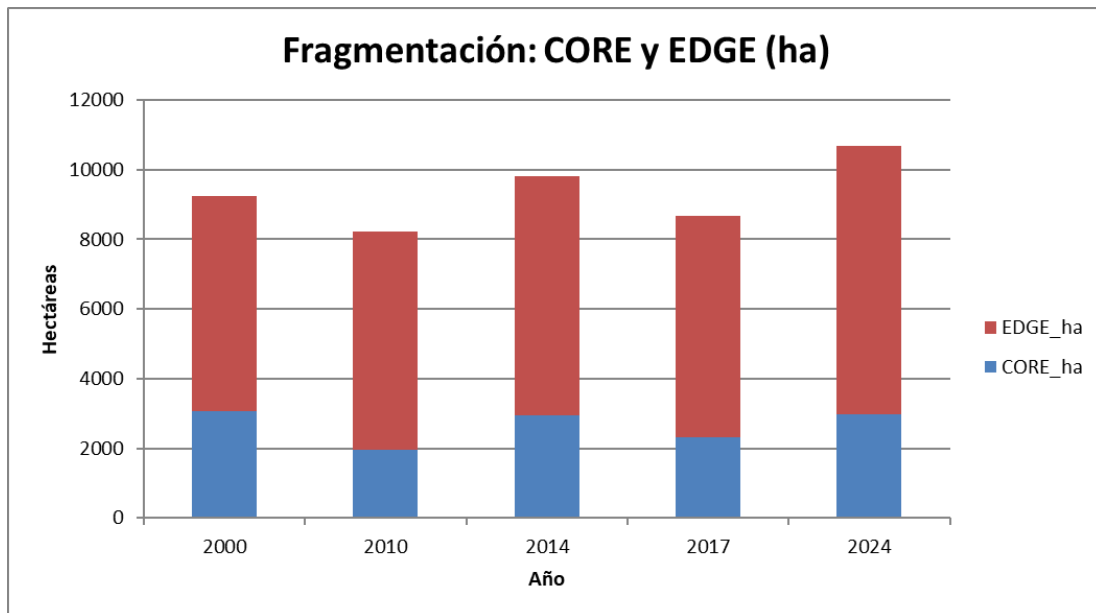
Fuente: Elaboracion propia en base a tablas.

Los graficos muestran una evolucion dinamica principalmente entre BN, PF, y MA las que tienen relacion con la metodologia y la resolucion de trabajo, y a su vez con los eventos relacionados al cultivo de PF, lo que da crecimiento al bosque nativo y tambien a la clase de matorral. Se aprecia que el mayor crecimiento de PF es justo el mismo año que se da la disminucion del BN y que a su vez el aumento de BN esta relacionado a las cosechas de PF esto a su vez se condice con el aumento porcentual del MA que se amplia en base a la falta de cobertura de PF, lo que muestra una autocorrelación espacial que se relaciona al tamaño de píxel utilizado en el presente estudio con imágenes Landsat ya que al descender PF aumentaron BN y MA de manera perceptible en sus porcentajes de área después del periodo 2014.

### 5.3 Fragmentación del Bosque Nativo núcleo/borde (CORE/EDGE)

A partir de bosque nativo unidad mínima cartografiable (BN\_UMC) se derivó CORE ( $\geq 60$  m desde el borde) y EDGE ( $\leq 60$  m), reportando áreas (ha) y proporciones (% respecto de BN\_UMC). Esto complementa el área total con un indicador de calidad estructural.

Gráfico 4 BN Núcleo y Borde en ha, umbral 60 m, 2000-2024



Fuente: Elaboración propia en base a tablas.

Predominio del borde (EDGE):

En todos los años, el borde ocupa la mayor proporción de la superficie, superando con claridad al núcleo. Esto indica un paisaje altamente fragmentado, donde los bordes son más abundantes que los núcleos conservados.

Para los núcleos

- Año 2000: ~3.000 ha.
- Año 2010: baja a ~2.000 ha (pérdida).
- Año 2014 y 2024: se recupera a ~3.000 ha aprox.
- Año 2017: vuelve a descender.
- Se observan fluctuaciones sin una tendencia clara de aumento o recuperación estable.

Para los bordes

- Oscila entre ~6.000 y ~8.000 ha.
- En 2024 alcanza su valor más alto (~8.000 ha).
- Crece la proporción de borde, lo que implica que los núcleos están cada vez más expuestos a presiones externas.

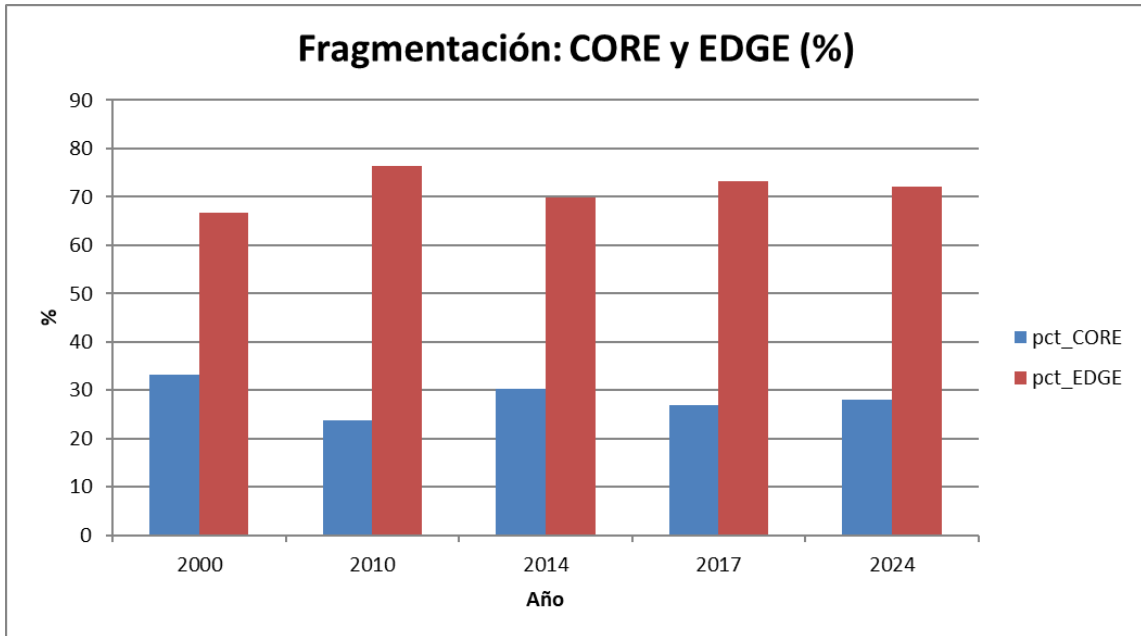
Fragmentación total (CORE + EDGE):

- 2000: ~9.000 ha.
- 2010: ~8.200 ha (ligera disminución).
- 2014: ~9.500 ha (aumento).
- 2017: ~8.800 ha (nueva caída).
- 2024: ~10.500 ha (máximo histórico).
- Se observa una tendencia general al aumento de la superficie fragmentada en el largo plazo.

Desde el punto de vista ecológico

- El incremento del EDGE implica pérdida de calidad de hábitat, ya que los bordes suelen estar más alterados por actividades humanas, especies invasoras, efectos de borde (luz, viento, ruido).
- La inestabilidad del CORE refleja que las áreas de hábitat interior no se consolidan, lo que debilita la conectividad ecológica y la resiliencia del paisaje.
- El escenario de 2024 es el más desfavorable, con el máximo de fragmentación y con más borde que núcleo.
- La fragmentación ha aumentado en el tiempo, con especial crecimiento del borde.
- Los núcleos (CORE) no logran crecer de forma sostenida.
- Esto sugiere pérdida progresiva de integridad ecológica y mayor vulnerabilidad de los ecosistemas frente a presiones externas.

Gráfico 3 BN CORE Y EDGE (% del BN), umbral 60 m, 2000-2024.



**Fuente:** Elaboración propia en base a tablas.

#### Sobre los bordes

- En todos los años el borde representa entre 67% y 77% de la cobertura.
- Esto confirma un paisaje fragmentado, donde predomina la exposición de los parches a efectos externos dejando claro el deterioro de la conectividad estructural de los parches que se encuentran en el área de estudio.

#### Sobre los núcleos

- 2000: ~33%
- 2010: desciende a ~24% (mínimo).
- 2014: se recupera a ~30%.
- 2017: baja nuevamente a ~27%.
- 2024: se mantiene cerca de ~28%
- Muestran fluctuaciones sin tendencia clara de recuperación: no logra superar los valores iniciales del 2000.

Desde la ecología.

- Predominio estructural del borde: El hecho de que los bordes superen constantemente el 65% indica un paisaje con fuerte fragmentación y pérdida de continuidad lo que afecta la conectividad estructural del mismo.

El gráfico evidencia que:

- El borde (EDGE) domina el paisaje (>65% siempre).
- El núcleo (CORE) está reducido (<33%) y no logra recuperarse.
- Esto se traduce en pérdida de conectividad estructural y en un escenario donde los ecosistemas están cada vez más sometidos a los efectos de borde (perturbaciones, invasiones, degradación).
- Disminución del núcleo: Los núcleos nunca sobrepasan el 33% y llega a un mínimo crítico en 2010 (~24%). Esto significa que las áreas interiores de hábitat son reducidas y vulnerables.
- Tendencia general: Aunque entre 2010 y 2014 hubo cierta recuperación del núcleo, el patrón global indica que la fragmentación sigue siendo alta y persistente, sin un retorno a las condiciones iniciales del 2000.

Tabla N°6 Núcleo / Borde del BN (umbral 60 m).

year	edge_m	area_BN_ha	area_CORE_ha	area_EDGE_ha	pct_COR E	pct_EDG E
2000	120	9 252.67	3 074.93	6 177.74	33.23	66.77
2010	120	8 222.72	1 950.31	6 272.41	23.72	76.28
2014	120	9 804.31	2 960.02	6 844.29	30.19	69.81
2017	120	8 664.50	2 326.82	6 337.68	26.85	73.15
2024	120	10 675.36	2 982.17	7 693.19	27.94	72.06

**Fuente:** elaboración propia en base a tablas.

**Trazabilidad:** BN\_UMC (0,81 ha), fastDistanceTransform, umbral 60 m, reduceRegion a 60 m (tileScale=16), exportes a 30 m.

**Lectura e interpretación.**

- pct\_CORE aproxima la integridad estructural (porción alejada de bordes) y pct\_EDGE la exposición a borde.
- Entre 2000-2024, el porcentaje de CORE (núcleo de parche) baja de 33.23% a 27.94%, pese a que el BN total aumenta (+17.65%). **Esto sugiere mayor fragmentación relativa y configuraciones más bordeadas del bosque.**
- El mínimo de CORE se registra en 2010 (23.72%), consistente con un máximo relativo de EDGE (borde). Es decir, la mayor reducción de núcleo esta acompañada de la mayor exposición de bordes lo que sugiere un proceso de fragmentación avanzado para el BN y a su vez una baja en la conectividad estructural importante.

#### 5.4 Exactitud de la clasificación

Se reportan OA (Exactitud global) y Kappa por año, con esquema hold-out 70/30 (entrenamiento/validación), calculados con la matriz de confusión (errorMatrix) en GEE.

**Tabla 5.4.** OA y Kappa por año ().

Tabla N°7 OA y Kappa por año

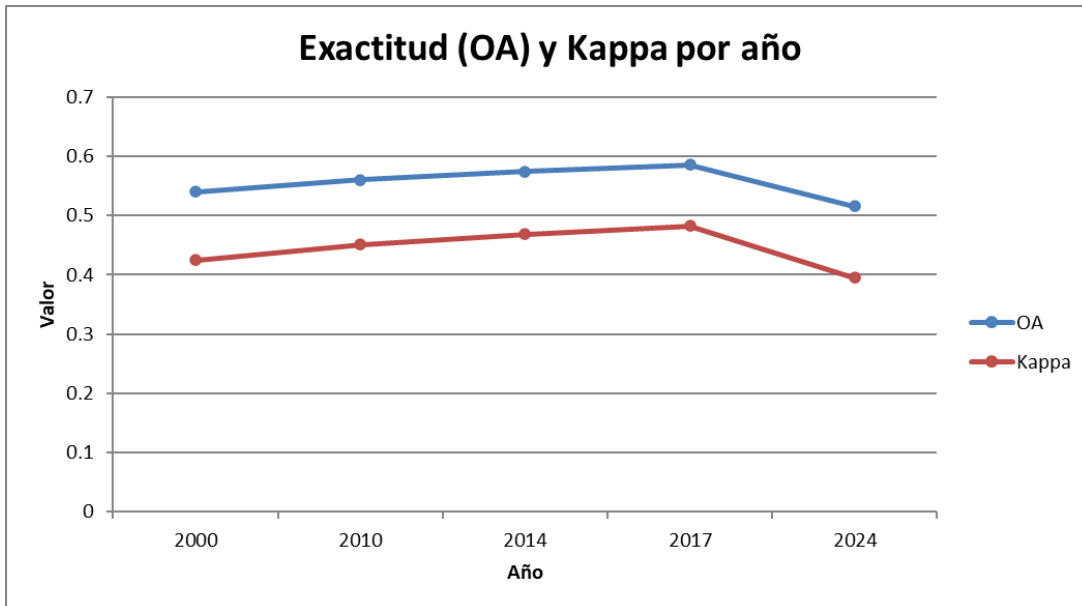
Año	OA	OA %	Kappa	Kappa %
2000	0.551	55.08	0.438	43.81
2010	0.560	56.02	0.450	44.97
2014	0.586	58.58	0.482	48.24
2017	0.604	60.38	0.505	50.48
2024	0.509	50.92	0.387	38.70

**Fuente:** Elaboración propia en base a tablas

Trazabilidad (bajo la tabla). RF (300 árboles); variables = bandas SR + NDVI/NBR/NDMI/NDBI; validación interna por año. Lectura: OA = proporción global de aciertos; Kappa corrige por azar (más exigente). Los valores deben interpretarse a la luz de la resolución (30 m) y heterogeneidad del área. Lectura e interpretación.

- OA entre 50.92%–60.38%; Kappa entre 38.70%–50.48%.
- Valores coherentes con 30 m de resolución y la heterogeneidad del área; la variación interanual refleja diferencias fenológicas y condiciones atmosféricas por año.

Gráfico 4 Exactitud global (OA) y Kappa por año, 2000-2024



**Fuente:** elaboración propia en base a tablas.

Validación hold-out 70/30 por año. Clasificador RF (300 árboles). Datos: E\_all\_metrics.csv; libro PCTN\_MASTER\_ORGANIZADO\_v3.xlsx, hoja metrics\_oficial.

OA oscila entre ~51% y 60% y Kappa entre ~0,39 y 0,50, consistentes con resolución de 30 m y heterogeneidad del sitio.

### 5.5 Mapas

Se presentan las figuras cartográficas que sintetizan los resultados de clasificación y, de forma complementaria, la estructura CORE/EDGE del BN.

- Clasificación multianual (2000, 2010, 2014, 2017, 2024).
- BN CORE/EDGE (60 m) por año.

#### Trazabilidad (bajo cada figura):

Landsat C2 L2 (SR, 30 m), ventana ene-mar; PRODUCT\_ID: [ ]; nubosidad: [ ] %; RF (300 árboles, 70/30); filtro 3×3; UMC = 0,81 ha; CORE/EDGE = 60 m; EPSG:32718.

## 6.- Breve análisis de datos obtenidos.

### 6.1. Coherencia del insumo cartográfico

La cadena metodológica basada en GEE permitió construir mosaicos anuales Landsat C2 L2 (SR, 30 m) con ventanas estivales y armonización de bandas (TM/ETM+ ↔ OLI), aplicando QA\_PIXEL para nubes y sombras, y un posproceso homogéneo (filtro 3×3 y UMC = 0,81 ha). Esta estandarización se refleja en resultados internamente consistentes a lo largo de la serie 2000–2024, facilitando la comparación interanual.

### 6.2. Dinámica de coberturas en el periodo 2000–2024

Los resultados evidencian cambios estructurales en la composición del paisaje. El Bosque Nativo (BN) aumenta de ~5972,78 ha (2000) a ~7.562,83 ha (2024), lo que equivale a +1 590.05 ha (+17.65% respecto de 2000) esto sin considerar el PNN. La trayectoria no es monótona: entre 2010 y 2014 BN cae (25.90% del AOI en 2014) en paralelo a un máximo relativo de Plantación Forestal (PF) (40.13%) es decir la disminución del BN se vio acompañada del aumento de la PF; luego BN se recupera en 2017 (33.46%) y alcanza su máximo relativo en 2024 (40.16%). Estas oscilaciones son coherentes con ciclos silvícolas (cosecha/rebrote en PF) y con procesos de sucesión entre MA y BN(MA↔BN) en sectores de menor presión antrópica, además de variaciones fenológicas y climáticas que pueden incidir marginalmente en los límites espectrales entre clases.

### 6.3. Calidad cartográfica: interpretación de OA / Kappa

La exactitud global (OA) oscila entre 50.92% y 60.38%, mientras que Kappa varía entre 38.70% y 50.48%. Estos valores son compatibles con: (i) la resolución de 30 m (mezcla de cubiertas a escala de píxel), (ii) la heterogeneidad del área de estudio (bordes complejos entre BN, MA y PF), y (iii) un esquema de validación 70/30 por año (hold-out). En términos prácticos, la precisión es suficiente para análisis a escala de paisaje y para indicadores agregados (áreas totales y métricas CORE/EDGE). La confusión esperable se concentra en límites BN↔MA y, puntualmente, BN↔PF en contextos de borde o plantaciones heterogéneas en edad, donde los índices espectrales pueden solaparse.

### 6.4. Integridad estructural del BN: CORE/EDGE (120 m)

El análisis de fragmentación (umbral 120 m) muestra que, pese al aumento de BN, el porcentaje de núcleo (CORE) disminuye entre 2000→2024 (33.23% → 27.94%), con un mínimo en 2010 (23.72%). En paralelo, EDGE se mantiene alto (66–76%), sugiriendo una configuración más bordeada del bosque.

Esto implica que el incremento de superficie no se traduce necesariamente en mejor calidad estructural. En términos ecológicos, mayores proporciones de borde se asocian a microclimas más variables, mayor exposición a disturbios y menor conectividad funcional para especies sensibles a la fragmentación resultando en un incremento de los ecotonos relacionados a los parches existentes y a su vez a menor conectividad estructural.

### **6.5. Coherencia con el contexto regional**

El patrón observado en la fluctuación BN/PF y consolidación de bordes es coherente con dinámicas regionales conocidas de rotación de plantaciones, recuperación secundaria y presiones periurbanas. La tendencia al aumento de BN hacia 2024, acompañada de altos niveles de borde, sugiere procesos de revegetación o sucesión en mosaicos de coberturas finas que todavía no consolidan núcleos extensos lo que sugiere una recuperación lenta de núcleos de parches que alberguen capacidad de sostener poblaciones debido a su alta exposición de borde.

### **6.6. Limitaciones y sesgos**

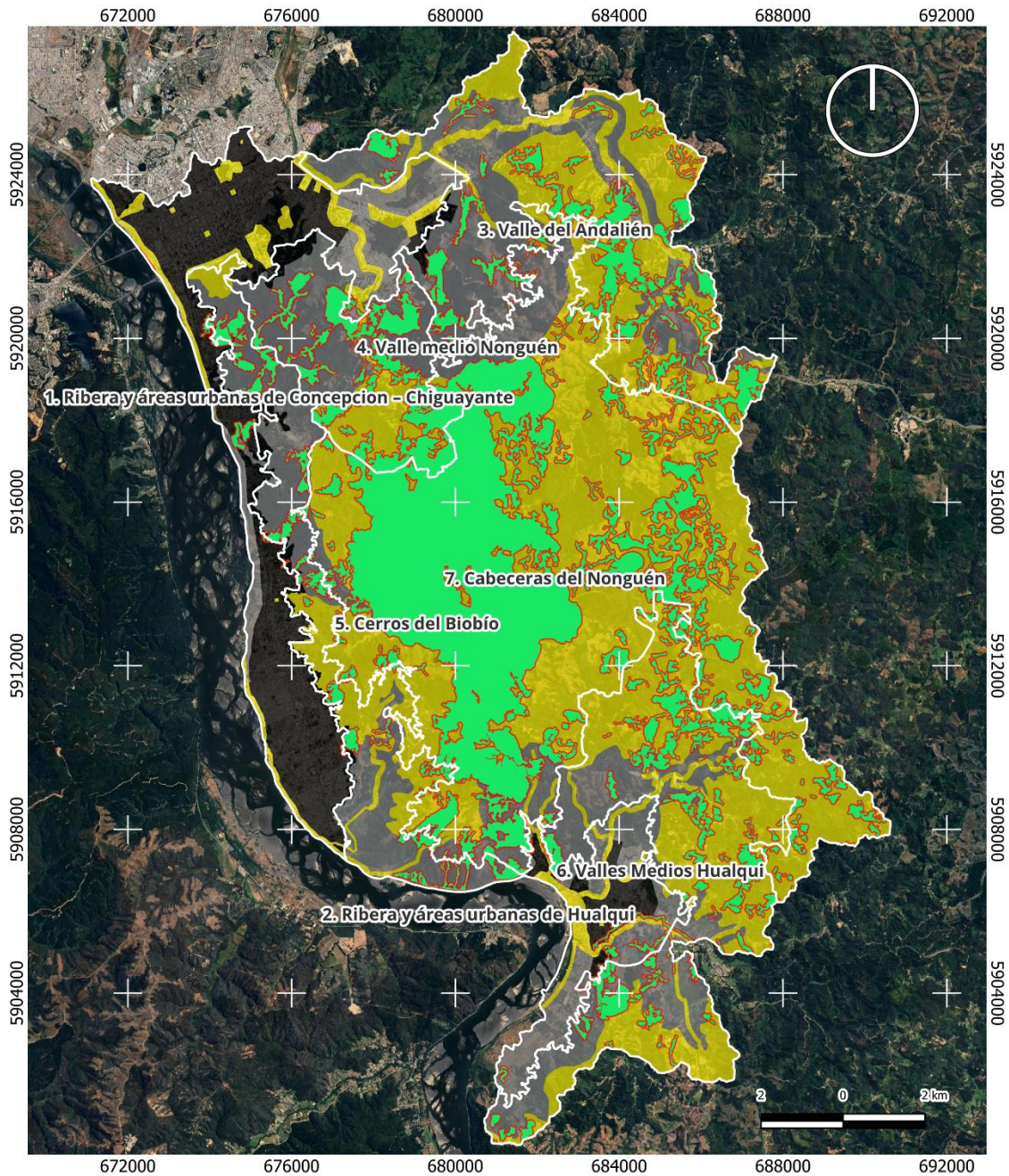
- Resolución espacial (30 m): mezcla de cubiertas subpíxel; BN en franjas angostas puede ser clasificado como MA/EDGE.
- Fenología/atmósfera: aunque se minimizó con ventana estival y QA\_PIXEL, persisten gradientes que pueden afectar límites BN-MA y PF-MA.
- Muestras y partición 70/30: posibles desequilibrios entre clases y autocorrelación espacial residual.
- Algoritmo (RF): robusto y estable, pero no modela explícitamente dependencias espaciales; la suavización por filtro 3x3 ayuda, no elimina del todo el ruido y además absorbe clases.
- Umbral de fragmentación (120 m): decisión operativa. Con 60 m (alternativa), los porcentajes de CORE serían mayores; es recomendado reportar el umbral en las figuras/tablas.

### **6.7. Implicancias de gestión**

- Priorización de restauración: focalizar en bordes persistentes y cuellos de botella de conectividad detectados por CORE/EDGE.
- Seguimiento operativo: replicar la línea base con ventanas temporales regulares; registrar perturbaciones (incendios, cosechas, urbanización) para interpretación anual.

- Monitoreo orientado a núcleos: metas de aumento de CORE (no solo de superficie total BN) como indicador de calidad de hábitat, es decir aumentar los núcleos o estabilizarlos es una opción objetiva para mejorar la conectividad estructural del PCTN.

Mapa 7 Conectividad estructural en el PRMC 2003



**Conectividad de Bosque Nativo PCTN Nonguén**

<ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #00FF00; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Bosque Nativo</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #FF0000; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Conectividad a 30m</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Limite PCTN</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Unidades de Paisaje PCTN</li> </ul>	<p style="text-align: center;">Asimilación PRMC 2003</p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #808080; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Asimilable a Extensión Urbana</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #FFD700; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Asimilable a Infraestructura Ecológica</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #404040; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Asimilable a Urbano Consolidado</li> </ul>
--	--

Fuente: Elaboración propia en Qgis.

En el Mapa 7 se cruzaron variables de bosque remanente con una expansión de 30m en sus bordes y la clasificación de asimilación del PRMC en el PCTN que esta subdividido por las unidades de paisaje descritas en el marco teórico. Se puede apreciar que en las Cabeceras del Nonguén se encuentran parte del PNN, pero además hacia el Este existen posibilidades evidentes de conectividad ya que además de haber importantes remanentes de BN está dentro de la asimilación de IE.

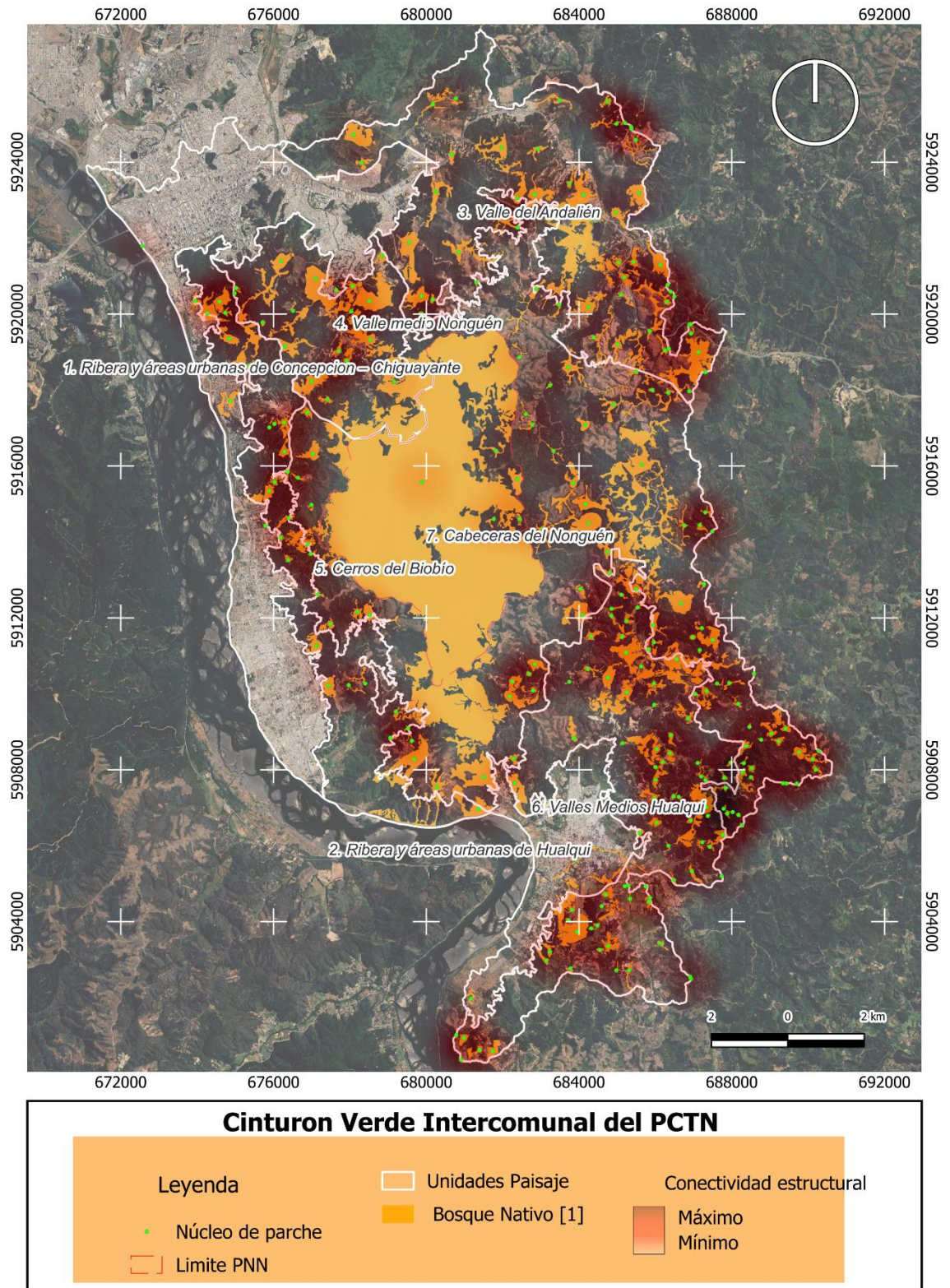
Conectividad Ecológica en el PCTN según sus probabilidades en parches y los IPT vigentes.

1. UP 7 – Cabeceras del Nonguén
  - Mayor núcleo continuo de BN y alta proporción de interioridad.
  - Múltiples opciones de corredores mostrando alta conectividad.
  - Casi todo en zona IE (Infraestructura Ecológica).
2. UP 3 – Valle del Andalién
  - Corredor ribereño longitudinal muy claro, apoyado por zonificación IE.
  - Conecta directamente hacia cabeceras (UP 7) y hacia el norte.
  - Probabilidad de conexión alta por continuidad lineal.
  - La disposición de los parches posee una continuidad que permite generar conectividad estructural.
3. UP 4 – Valle medio Nonguén
  - Red de corredores rojos densos que vinculan el núcleo con el frente urbano.
  - Riesgo: superposición con Extensión Urbana (EU) en sectores críticos.
  - Probabilidad alta pero vulnerable de conectividad ecologica.
4. UP 2 – Ribera y urbano de Hualqui
  - Corredores rojos ribereños aún funcionales, pero estrangulados por UC/EU.
  - Alta presión urbana con una probabilidad media y decreciente.
5. UP 1 – Ribera Concepción–Chiguayante
  - Conectores rojos existen, pero casi todos bajo EU/UC.
  - Mayor conflicto urbano–ribereño.
  - Opciones de conectividad baja por la UC/ EU.
6. UP 6 – Valles Medios Hualqui
  - Corredores rojos dispersos y dependientes de microenlaces entre islas de BN.
  - Gran parte zonificada como EU.
7. Se podrían consolidar islas puentes y permeabilidad de la matriz para esta unidad de paisaje
8. UP 5 – Cerros del Biobío

- Corredores rojos en laderas y quebradas, que enlazan con ribera Biobío y el PNN.
- Menos presión urbana en el centro, pero gran presión urbana desde el norte y el sur ya que están inmerso en EU y limita al oeste con UC.
- Conexión baja.

Es interesante apreciar que la mayor parte de la infraestructura ecológica se desarrolla principalmente en el lado opuesto de la UC y EU, lo que trae consigo un beneficio para la instalación de proyectos que involucren desarrollara la conectividad ecológica estructural sin embargo dentro de la categoría de infraestructura ecológica se encuentra paradójicamente las zonas de interés silvoagropecuarias que fomenta la explotación forestal y a su vez las zonas de interés natural como son estos parches que con 30 m de expansión forman importantes conexiones entre sí, en especial en las Cabeceras del Nonguén o el valle Andalién. Por otro lado, gran parte de los fragmentos del área cercana a UC se encuentra en EU lo que pone en riesgo la permanencia de conectividad, siguiendo la tendencia de CORE/EDGE reduciendo núcleos y generando cada vez más bordes en el área de estudio lo que muestra un paisaje fragmentado.

Mapa 8 Cinturón Verde Intercomunal del PCTN



Fuente: elaboración propia en Qgis 3.44.0

En base al Mapa 8 se encuentra una interesante distribución de núcleos de parche los cuales al ser sometidos a un tratamiento de calor sugieren una especie de cinturón de remanentes alrededor del PNN los cuales son contabilizados como 256 parches, estos se distribuyen entre las comunas que conforman el PCTN y posee un parche principal que es el PNN del cual se desprenden a su alrededor distintos tamaños de parches grandes y medianos en especial en la unidad de paisaje de Cabeceras del Nonguén, Valles medios de Hualqui, Valle del Andalién y Valle medio del Nonguén excluyendo los Valles medios de Nonguén, los cuales en su mayoría se distribuyen en el área de IE según el PRMC del 2003, en otros casos como Cerros del Biobío se encuentran parches que están entre la UC y EU los que están en gran riesgo de ser disipados por usos de suelo que podrían afectarlos.

Un dato interesante es que en los terrenos circundantes a la Universidad de Concepción se encuentran remanentes pertenecientes al Valle medio de Nonguén los cuales a pesar de tener una forma que expone su perímetro tienen un núcleo que puede sostener procesos y flujos ecosistémicos de calidad para las especies. Este posee 70 ha y su parche más cercano posee 82 ha, los cuales al ser conectados generarían un interesante punto de conectividad y un mayor flujo genético aportando con una importante sinergia ecológica. La distancia entre núcleos es de 1km app tras esta conexión y por medio de 3 islas puente existe la posibilidad de reconectar estructuralmente estos parches al parche principal que es el PNN lo que significa en términos objetivos un brazo del PNN en la Universidad de Concepción y el Valle medio de Nonguén.

Otro importante hecho es que la comuna de Hualqui presenta una fragmentación avanzada la que se sitúa entre los Valles medios de Hualqui y las Cabeceras del Nonguén, en donde se presenta una importante cantidad de fragmentos con variadas opción de conectividad estructural, acompañadas de permeabilidad de la matriz, estos parches están ubicados entre IE y EU, encontrándose este conjunto de parches bajo alta presión antrópica, basado en los monocultivos y las parcelaciones irregulares, fuera de esto esta transición entre dos tipos de uso, genera múltiples opciones de avance de la matriz.

Un caso similar es el que enfrentan los parches que se ubican en los Cerros del Biobío los cuales comparten fragmentos de bosque entre el Valle de Nonguén, Rivera y áreas urbanas de Concepción y Chiguayante, estas ubicadas en entre los tres usos del PRMC 2003, destaca su conexión directa con el PNN en el sur de este. Por otro lado, los parches que están en esta unidad de paisaje están directamente en contacto con la ciudad específicamente Concepción y Chiguayante, encontrándose en los usos UC y EU lo que presenta una fragilidad mas pronunciada por los bordes dentro de zonas urbanas y principalmente por disipación dado que la matriz urbana consolidada es mas incompatible con bosques de estas características.

Por su parte el Valle Medio del Andalién tiene importantes parches que se conectan con el paisaje de las Cabeceras del Nonguén en donde se expresa la fragmentación relacionada a la disminución de parches y exposición mayor de los bordes, ubicándose estos parches entre los usos de EU e IE, teniendo importantes posibilidades de conexión por medio de islas puente y permeabilización de la matriz.

En el PCTN los valores del Mapa 8 fueron los siguientes:

Tabla 8 Parches en el PCTN

PARCHES DE BOSQUE NATIVO
RECuento: 265
MÍNIMO: 0,00019099682
MÁXIMO: 3277,05177863609
CV: 8,642386910987854
SUMA: 6177,763
MEDIA: 23,312
DESVEST.: 201,474
RANGO: 3277,05158763927
MEDIANA: 3,960
MINORÍA: 0,00019
PRIMER CUARTIL: 1,34518092048
TERCER CUARTIL: 11,6098899819
DENSIDAD DE PARCHE: 0,2340

Fuente: elaboración propia en base a datos espaciales.

Tabla 9 Perímetro de parches

PERIMETRO DE PARCHES
MÍNIMO: 7,957
MÁXIMO: 151937,631
SUMA: 976380,830
MEDIA: 3684,455
DESVEST.: 10478,649
RANGO: 151929,673
MEDIANA: 1624,754
MINORÍA: 7,957
MAYORÍA: 7.95787660678
PRIMER CUARTIL: 806.534
TERCER CUARTIL: 3412.383
DENSIDAD DE PERIMETRO: 36,9955

Fuente: elaboración propia en base a datos espaciales.

Las tablas presentadas en base al Mapa 8 revelan que la densidad de perímetro es mayor a la densidad de parches lo que corrobora la metodología de GEE con las imágenes Landsat, también la desviación estándar se presenta como una prueba de que se han reducido los núcleos a la vez que el borde se ve más expuesto, lo que aumenta el avance del ecotono de los fragmentos de bosque, en especial relacionándolos a una matriz de carácter agresiva desde la perspectiva ecológica, menor humedad, mayor avance de la expansión urbana, mayor exposición a riesgo de incendio forestal, mayor exposición a los CUS legales e ilegales, por lo que es un ecosistema vulnerable e importante por tener en cuenta en base a las adhesiones internacionales por la biodiversidad y el avance de instrumentos de planificación territorial que busquen resguardar los servicios ecosistémicos y la fauna nativa del área de estudio.

Los valores de las tablas están calculados en hectáreas, por lo que por cada una de estas se muestra una densidad de BN de 0,2340 ha, lo que es un valor bajo para el PCTN, sin embargo, la distribución espacial que muestra la fragmentación como patrón logra plantearse como un importante trabajo de recuperación ecosistémica basado en el cinturón verde intercomunal que muestra esta distribución de la fragmentación. Por otro lado, encontramos que existen parches muy pequeños con una mínima de 0,00019099682 ha, lo que permite apreciar un cambio paisajístico importante en cuanto a la degradación avanzada que tiene el ecosistema original del PCTN, en su contraparte se mantiene el parche principal o relicto que está protegido como Parque Nacional, el cual contiene 3277,0517 ha. Mostrando gracias a estas grandes diferencias de tamaño una media de 23,312 ha por unidad espacial.

## **7.- Conclusión**

### **7.1.- Evolución del bosque nativo (2000–2024)**

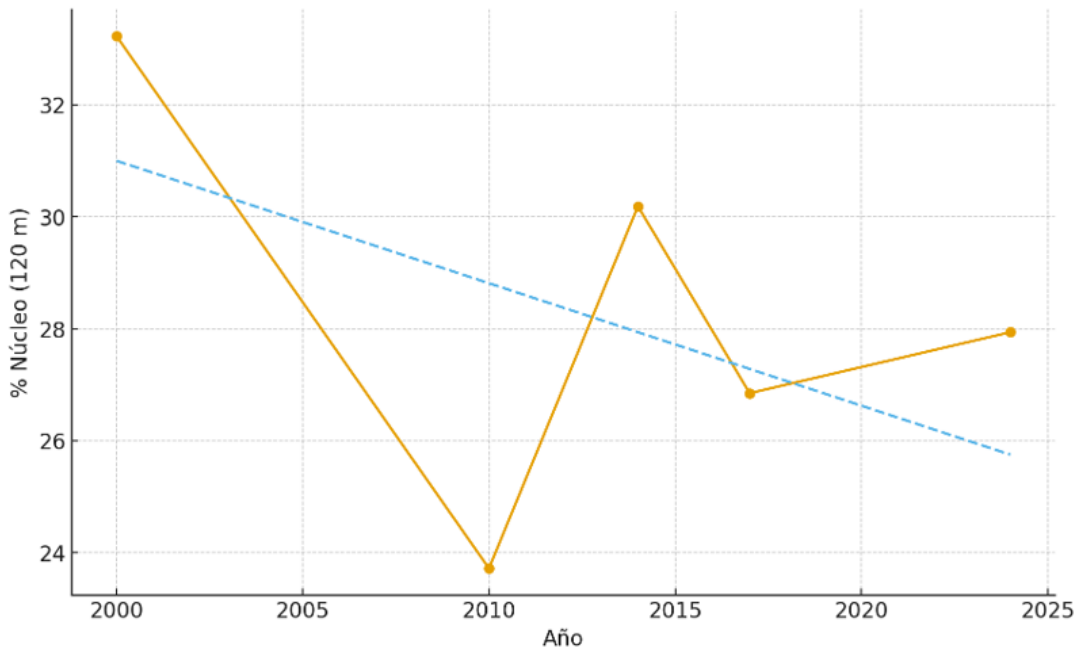
- Se observó una reducción progresiva del bosque nativo, aunque con diferencias temporales: mayor pérdida entre 2000–2024 y una estabilización relativa en la última década para el bosque nativo relacionado principalmente a las cosechas y la metodología que aplico autocorrelación espacial.
- Parte de la disminución se asocia a la expansión de plantaciones forestales y áreas urbanas en conjunto con la matriz abierta o matorral.
- Esto refleja una presión constante sobre los remanentes de bosque nativo, típica de paisajes periurbanos, a los que se suman las presiones de los usos establecidos en el plan regulador vigente del 2003 para el PCTN y sus alrededores.

### **7.2.- Fragmentación y conectividad**

- El análisis CORE/EDGE mostró un aumento del borde y una disminución de las áreas núcleo (CORE) lo que sugiere una degradación constante en el tiempo.
- El número de parches (NP) aumentó, pero el Índice del parche más grande (LPI) disminuyó, lo que indica mayor fragmentación y pérdida de conectividad estructural definiendo el proceso de fragmentación como ascendente y desde la perspectiva de patrón en una mayor homogenización del entorno por parte de la matriz, es decir aumenta la fragmentación y la reducción de muchos parches que se encuentran en el PCTN.
- La reducción del CORE implica que los bosques están más expuestos a perturbaciones externas (incendios, especies invasoras, presión urbana) es decir los núcleos se redujeron significativamente en base al aumento del borde.
- De acuerdo con el marco teórico y la evidencia cuantitativa, el PCTN experimenta una fragmentación creciente, caracterizada por el predominio crónico del borde, reducción sostenida del núcleo (con mínimo en 2010) y aumento de la superficie fragmentada hacia el 2024. Esto degrada la conectividad estructural del bosque nativo y justifica intervenciones dirigidas a proteger núcleos, reducir bordes y tejer conectividad a escala de paisaje.

Una muestra de la evolución del bosque según los datos GEE se encuentran el siguiente grafico que mide la calidad del núcleo en 120m hacia los bordes en una tendencia Theil-Sen que es una regresión lineal para datos atípicos, como los que arrojó el BN con landsat y GEE.

Gráfico 5 Regresión Lineal Theil-Sen para núcleos en el PCTN.



Fuente: elaboración propia en base a tablas.

El grafico Theil-Sen muestra que la tendencia de los núcleos disminuye a través de los años con eventos que en magnitud generan un deterioro del bosque nativo en el área de estudio.

### 7.3.- Patrones espaciales

- Los fragmentos grandes se concentran en áreas protegidas o de difícil acceso, confirmando el rol de la protección legal y topográfica como barrera contra la deforestación esta barrera topográfica está asociada a quebradas que se presentan en las microcuencas hidrográficas.
- Los parches más pequeños se encuentran cerca de la expansión urbana, lo que indica un proceso de periurbanización y pérdida de hábitats.
- El mosaico heterogéneo en usos de suelo ha ido variando hacia la homogenización del paisaje mostrándose un patrón espacial en el que la matriz ha ido avanzando ininterrumpidamente con escasas variaciones que comprometen la reducción y disipación de parches en zonas de carácter relacionado a la MA.

#### **7.4.- Calidad cartográfica y validez**

- La clasificación supervisada (Random Forest) logró una exactitud global (OA) >80% y valores de Kappa aceptables, lo que respalda la confiabilidad de los resultados.
- Sin embargo, se detectaron confusiones entre bosques nativos degradados y plantaciones jóvenes, lo que es una limitación esperable con Landsat (30 m).

#### **7.5.- Implicancias ecológicas**

- La pérdida de áreas núcleo afecta especies dependientes de hábitats continuos y aumenta la vulnerabilidad del ecosistema.
- La fragmentación puede reducir la resiliencia del bosque nativo frente a incendios y cambio climático.
- El paisaje muestra un avance hacia un mosaico dominado por plantaciones, áreas urbanas y matorral con remanentes nativos aislados.
- Este comportamiento espacial se relaciona con los usos de suelo y el aislamiento de parches que se enfrentan a mayores presiones externas lo que se traduce en la homogenización de patrones en el PCTN.
- Por último los IPT demuestran no estar relacionados con la conservación del bosque nativo en las áreas de EU e inclusive en la misma IE que plantea el PRMC del año 2003, esto se debe principalmente a que la categoría del PNN ascendió mientras que el PRMC fue quedando obsoleto con respecto a los avances con respecto a los usos de suelo que fueron transformándose.
- Los cambios de uso de suelo en el área de estudio avanza hacia la homogenización de la matriz, como la extensión urbana y la plantación forestal que junto a la matriz abierta han reducido de manera sostenida la calidad de los núcleos y aumentado los bordes de remanentes importantes en el PCTN.

#### **7.6.- Recomendaciones de gestión.**

- Priorizar la conservación de fragmentos grandes y núcleos de bosque nativo.
- Diseñar corredores ecológicos que mejoren la conectividad y estén en una zona que asegure que el uso de suelo sea principalmente de conservación ecológica.
- Fortalecer la gestión del PCTN para reducir la presión urbana y de plantaciones.
- Incorporar estos resultados en instrumentos de ordenamiento territorial y planificación ambiental en especial la reconexión del *Cinturón Verde Intercomunal del PCTN* que rodea y se une al principal relicto de bosque nativo y caducifolio de Concepción.

## **8.- Discusión**

### **8.1.- Marco normativo y políticas de conservación**

La Ley N° 21.600, que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP) y el nuevo Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), establece una arquitectura institucional inédita en Chile para la conservación. El SBAP asume funciones de planificación, administración y monitoreo sobre el conjunto de áreas protegidas, con la obligación de homologarlas a las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Esta homologación permite ordenar los objetivos de conservación en torno a criterios internacionales de efectividad y gobernanza. En este marco, la recategorización del Parque Nacional Nonguén mediante Decreto Supremo N°7/2021 consolidó un estándar de protección más alto, lo que implica la necesidad de fortalecer la gestión territorial de su entorno inmediato para resguardar conectores ecológicos y reducir presiones antrópicas por medio de un plan de manejo que sea propuesto sólidamente para el PCTN, lo que involucra estudios científicos y el aporte económico de las municipalidades que lo componen para llevar a cabo la misión encomendada a estas organizaciones que son relativamente nuevas en el país y que más que colindar son una extensión propia de los remantes de ecosistemas alterados por el desarrollo económico y la falta de planificación territorial que involucre la biodiversidad y servicios ecosistémicos como un pilar fundamental del desarrollo cultural, económico y científico en el área de estudio y en el país, en especial considerando que no existe una periodicidad que actualice el PRMC para asumir desafíos en el andar, que básicamente es el caso del PNN y a su vez la propuesta de PCTN, que busca no solo conservar la biodiversidad y los bosques nativos y caducifolio de concepción sino que también se adicionan los valores culturales que plantea cada unidad de paisaje involucrada en el PCTN y sus características bióticas y abióticas.

A nivel internacional, el Marco Global de Biodiversidad de Kunming–Montreal (COP15) fijó la meta 30×30, que busca proteger el 30% de los ecosistemas terrestres y marinos al año 2030. En paisajes periurbanos como PNN, esta meta no se logra solo con la declaración de áreas bajo régimen nacional de protección, sino también mediante la gestión de matrices heterogéneas que rodean los parques. Ello exige un diálogo activo entre conservación estricta, planificación territorial, ordenamiento del suelo rural–urbano y una comunicación activa entre las comunas que comprenden territorios que forman parte de ecosistemas sensibles y de alto valor en biodiversidad, en especial en aquellas regiones del país que implementen PRM y que alberguen importantes hotspots de biodiversidad para el país y el mundo.

### **8.2.- Planificación territorial multiescalar: PRMC y PRC**

El Plan Regulador Metropolitano de Concepción (PRMC), aprobado en 2003, constituye el instrumento rector de escala intercomunal, pero presenta desfases normativos frente a la dinámica territorial reciente y a la creación del PNN en el año 2021. Sus disposiciones no incorporan las nuevas exigencias de conservación ni reconocen la

relevancia de los conectores periurbanos. A nivel local, los Planes Reguladores Comunes (PRC) de Concepción, Chiguayante y Hualqui han evolucionado de manera asimétrica: Concepción mantiene franjas rurales en Palomares y Nonguén Bajo con usos mixtos; Chiguayante sitúa usos urbanos en proximidad inmediata al parque; y Hualqui presenta restricciones mayores, aunque sin una articulación integral al nuevo estatus de área silvestre protegida, un caso común de Hualqui son las parcelaciones irregulares colindantes con el PNN. Estas diferencias reflejan una falta de coordinación multiescalar que genera vacíos de gobernanza en la interfaz urbano–rural. Dichos vacíos se expresan en el aumento de presiones sobre la matriz ecológica, con fragmentación de parches y pérdida de conectividad estructural en torno al parque lo que a su vez afecta al PCTN.

Un ejemplo de los vacíos mencionados anteriormente se grafica con el proyecto de transmisión eléctrica Itahue–Hualqui. El proyecto “Sistema de Transmisión Zonal Grupo 3 S/E Itahue – S/E Hualqui”, con una extensión total aproximada de 407 km y obras de subestaciones en las regiones del Maule, Ñuble y Biobío, constituye una de las presiones más significativas sobre el territorio. La iniciativa fue rechazada por el Servicio de Evaluación Ambiental en abril de 2024, pero posteriormente aprobada con condiciones por el Comité de Ministros en junio de 2025. Este cambio administrativo refleja las tensiones entre decisiones técnicas y políticas en la evaluación ambiental de proyectos de gran escala.

El trazado intersecta matrices rurales y periurbanas, y aunque el polígono del Parque Nacional Nonguén no es afectado directamente, la zona de influencia ecológica identificada por el Consejo Consultivo del parque sí se ve comprometida zona que involucra la propuesta de PCTN. Ello se traduce en posibles afectaciones a corredores y conectores que sirven para mantener la continuidad del bosque nativo. La discusión pública en torno a este proyecto subraya la necesidad de contar con información espacial robusta, como la generada por las métricas CORE/EDGE (núcleo/borde), para orientar decisiones de mitigación, compensación y planificación territorial.

Las implicancias en los IPT en relación a los ecosistemas locales son profundamente determinantes en el éxito o fracaso de la protección de la biodiversidad y espacios naturales que ayudan a combatir la crisis climática y la mantención de nuestra biodiversidad que incluye importantes endemismos a nivel país, sin una orientación fundada en la información y estudios estos instrumentos pueden sin ningún problema comprometer el futuro de la biodiversidad.

Reconstruir el Cinturón Verde Intercomunal del PCTN requiere un gran esfuerzo para el entrante PRMC que incluye consultas ciudadanas y evaluación ambiental estratégica y de impacto ambiental, estas herramientas deben considerar la oportunidad de generar un crecimiento que resguarde la rica biodiversidad y los bosques que albergan los diversos taxos característicos del PNN.

### **8.3.- Debilitamiento de núcleos y acciones territoriales**

La paradoja identificada es principalmente “más superficie de bosque nativo, pero menor proporción de núcleo” en base a los datos GEE refleja un proceso de fragmentación

relativamente creciente. Aunque existen procesos de regeneración y recuperación que aumentan el área cubierta por bosque, estos se materializan en parches pequeños, alargados o rodeados de usos antrópicos, lo que incrementa el efecto de borde. Esta situación compromete a especies dependientes de condiciones de interior, sensibles a microclimas estables y a la reducción de perturbaciones externas, fuera de esto el alcance metodológico que posee este estudio homologa clases de pixel por cercanía lo que es común en imágenes con la resolución utilizada, siendo este crecimiento de bosque relativo, sin embargo la reducción de núcleo y aumento del borde son una constante de fragmentación sostenida en todo el paisaje, lo que a su vez esta acompañado de presiones antrópicas de carácter político, económico, riesgos y CUS.

Desde la perspectiva de la conectividad estructural, la disminución de núcleos implica una reducción de la continuidad espacial y un mayor aislamiento de parches, lo que por inferencia puede traducirse en pérdida de conectividad funcional para especies con baja capacidad de dispersión. En términos de gobernanza, los vacíos de coordinación entre PRMC y PRC, junto con presiones adicionales como el proyecto de transmisión eléctrica Itahue–Hualqui, agravan los riesgos de pérdida de integridad ecológica en torno al parque.

Estos resultados constituyen evidencia útil para la toma de decisiones:

(i) priorizar la conservación de núcleos grandes, donde la integridad estructural es mayor; (ii) diseñar corredores y stepping stones que reduzcan la exposición a borde y fortalezcan la conectividad; y (iii) ajustar los instrumentos de planificación territorial (PRMC y PRC), incorporando los conectores y parches críticos fuera del límite del parque. La entrada en vigor del SBAP y la recategorización del parque abren la oportunidad de articular estas medidas bajo un marco institucional robusto y alineado con las metas internacionales de biodiversidad solo en la medida de que la ley en desarrollo cumpla con su deber y el PCTN recalque este tipo de problemáticas y se logre con ello permeabilizar la matriz y conseguir la reconexión estructural del bosque en el territorio Nonguén con miras a conseguir una paulatina integración del Cinturón verde Intercomunal del PCTN respaldado por una logística de usos de suelo que medie entre lo privado, público y estatal.

## 8.1.- Elementos de discusión

**Cambios en el bosque nativo:** Los resultados evidencian una disminución continua de la superficie de bosque nativo, coincidente con la expansión de plantaciones forestales y el crecimiento urbano, procesos ampliamente reportados en estudios previos de la región centro-sur de Chile, sin embargo hay que recalcar que la degradación de estos ecosistemas se ha ralentizado gracias a el establecimiento de áreas protegidas, sin embargo los planos reguladores comunales y regionales vigentes no han aportado directamente a que se establezcan criterios de uso de suelo más propicios a zonas cercanas a áreas con alto valor en biodiversidad, particularmente en el caso del PNN.

Variados cambios relacionados con las estructuras boscosas están sujetos a los CUS y a su vez a las políticas orientadas a los IPT para administrar los suelos del país.

GEE es una potente herramienta de análisis espacial y temporal, para esto es necesaria la accesibilidad a datos espaciales que posean una resolución más detallada, para permitir a los usuarios analizar a mayor detalle las imágenes multitemporales con la finalidad de acceder a insumos científicos que respalden las decisiones que orientaran los IPT.

**Avances de la matriz:** Particularmente en este estudio se puede apreciar que la matriz PF y MA participa activamente en la degradación de ecosistemas naturales que requieren de un dosel de bosque que permita generar un microclima adecuado para la reproducción del bosque nativo, sin embargo el avance de parcelaciones e intensificación de la plantación forestal erosionan y socaban el recurso suelo lo que agrega una complejidad para abordar la problemática sumando que la crisis climática trae consigo variantes en temperaturas y eventos pluviales que son particularmente impredecibles para el desarrollo del bosque nativo de una zona en la que aún no hay una planificación pertinente para la recuperación y conexión de los remanentes que han sobrevivido a estas presiones de carácter antrópico y climático esto a pesar de que la ley avale prácticas de conservación. Particularmente porque son leyes y adhesiones al proteccionismo ambiental y de biodiversidad que están en pleno desarrollo y que por otra parte solo quedan en inscripciones y participación protocolar más que una práctica real, con la finalidad de figuración como países que participan de estas intenciones, sin embargo las matrices siguen avanzando en ecosistemas frágiles que están siendo fragmentados y desconectados asediando especies únicas en el planeta y en el país.

**Fragmentación y conectividad:** La reducción de áreas núcleo y el aumento de bordes indican que los fragmentos de bosque están más expuestos a perturbaciones externas como incendios, especies invasoras o presión antrópica. Esto coincide con la teoría de la ecología del paisaje, donde la fragmentación reduce la resiliencia de los ecosistemas. A su vez las zonas topográficas de difícil acceso han conservado la estabilidad de las microcuencas del territorio, lo que recalca la importancia de conservar la cobertura de bosque nativo para asegurar los servicios ecosistémicos que ofrecen las microcuencas, sin embargo, fuera de estas quebradas la conectividad ecológica estructural se ha visto altamente perjudicada por el aumento de los bordes de parche que se mantienen constante en el periodo de estudio, lo que da como resultado que se puede iniciar de una base para expandir la conectividad y reproducción del bosque nativo partiendo de estas topografías que aún conservan bosques de tipo renoval y adulto nativo por lo que la microcuenca toma una importancia sustantiva para operar la conservación y reproducción del BN en el PCTN en especial cuando están asociadas a las unidades de paisaje propuestas por la Asociación de Municipalidades del Territorio Nonguén para la cual se propone el Cinturón verde Intercomunal del PCTN.

**Patrones espaciales:** El hallazgo de que los remanentes más grandes se concentran en áreas protegidas refuerza el rol de la conservación legal y territorial. Sin embargo, la presencia de parches pequeños y aislados en zonas periurbanas plantea desafíos para la conectividad ecológica en especial en cuencas hidrográficas que poseen una clara posibilidad de conectividad ecológica como la cuenca del Nonguén o la cuenca de Periquillo. El patrón espacial sugiere el avance de la matriz de manera constante, alcanzando límites en las quebradas y lugares de complejo acceso por la topografía. Mostrándose de este modo un avance de la homogenización por parte de la matriz en el PCTN, sin embargo, hay que agregar que el PRMC aporta significativamente a que la matriz homogenice los patrones en la zona, entendiéndose que esto significa pérdida de hábitat, fragmentación, dispersión y disminución de parches que se encuentran distribuidos en el área de estudio, concluyendo que para este caso la fragmentación por se está presente acompañada de la pérdida de hábitat desarrollándose estas a su vez como un proceso que tiene relación al avance de la matriz en base a la permisibilidad de los IPT vigentes que serán modificados hacia el 2027 con el nuevo PRMC en desarrollo.

Los fragmentos que existen en el PCTN requieren de estudio científico y mediación de los distintos sectores privados, públicos y estatales con la finalidad de que los nuevos patrones espaciales sugieran una recuperación del ecosistema para respaldar la disminución de presión que existe en el área protegida más grande de Concepción Metropolitana que es el PNN.

**Calidad cartográfica:** Aunque la exactitud alcanzada (>80%) es adecuada, las confusiones entre plantaciones jóvenes y bosques degradados evidencian las limitaciones de la resolución Landsat (30 m). Esto abre la posibilidad de complementar futuros estudios con imágenes de mayor resolución (Sentinel-2, Planet, drones). Para esto debido a la reciente producción de imágenes satelitales de mejor resolución como por ejemplo las Sentinel-2 habría que mezclar proporcionalmente una conversión de píxeles que permita realizar un análisis homogéneo (interpolación de datos) entre distintas flotas satelitales esto con el fin de lograr un análisis sostenido considerando un rango temporal que refleje la evolución de la matriz y los parches en rangos temporales que superen idealmente los 40 años en la producción de métricas de paisaje, sin embargo la disponibilidad de productos satelitales en décadas anteriores ofrecen una resolución más amplia de forma gratuita versus mejores resoluciones con imágenes satelitales compradas, lo que plantea un desafío para el análisis temporal de la fragmentación y conectividad ecológica estructural.

**Implicancias ecológicas:** La pérdida de conectividad afecta especialmente a especies dependientes de hábitats continuos, lo que podría reducir la biodiversidad local y la capacidad de recuperación frente a perturbaciones climáticas y antrópicas. Por otro lado, una de las características de estos ecosistemas es brindar servicios ecosistémicos relacionados a control de temperaturas, producción estable de flujos de agua superficial, conservación de la biodiversidad. Estas implicancias no han sido consideradas como tal para el PCTN principalmente porque está en proceso de solidificación y por qué existe un anillo de fundos privados que rodean el PNN, lo que complejiza la administración de los parches con miras a la conectividad estructural y trabajos contra la fragmentación

vista como un proceso y a la vez como patrón paisajístico. Dentro de este contexto hay que recalcar que prácticamente todo está en proceso la ley SBAP, el traspaso de personal de CONAF a otras instituciones, el nuevo PRMC la consolidación del PCTN, lo que genera un vacío que desprotege los parches que pueden ser una importante base para la conectividad estructural de este paisaje que puede y debe ser recuperado como amortiguador y como demostración de gestión inteligente en relación a la prolongación de servicios ecosistémicos y de biodiversidad pertinentes para el nivel de información y capacidad de gestión existente en la región del Biobío.

**Aportes metodológicos:** El uso de Google Earth Engine permitió realizar un análisis reproducible, rápido y transparente, demostrando su potencial para el monitoreo de corto y mediano plazo con el fin de apoyar la toma de decisiones en gestión ambiental, sin embargo, la calidad del insumo para la relación temporal tiene limitaciones importantes a la hora de la búsqueda de detalles más finos en el paisaje, es decir, los datos con insumos Landsat permiten análisis genéricos de paisaje. Sin embargo las coberturas que registradas por CONAF más los análisis de GEE permitieron diagnosticar el estado de la fragmentación en relación a los núcleos, bordes y a la conectividad potencial que existe en este paisaje fragmentado, por otro lado las unidades de paisaje fueron un gran aporte a la hora de analizar sectores específicos del PCTN, los que aterrizaron el análisis relacionado a los usos de suelo planteados por el PRMC del 2003.

**Recomendaciones:** A partir de los resultados, se sugiere fortalecer la conservación de parches grandes, diseñar corredores ecológicos que mejoren la conectividad y utilizar esta metodología como insumo para el ordenamiento territorial en la región, además de implementar esta experiencia a otros paisajes de conservación en Chile, con la finalidad de fortalecer la biodiversidad local y extender el desarrollo de meta poblaciones en su calidad genética en los bosques característicos de cada región.

Una importante oportunidad de conectividad estructural es el Cinturón Verde Intercomunal del PCTN, visualizando un patrón paisajístico que da oportunidades de recuperación ecológica y control climático a Concepción Metropolitana, avanzando a una integración de la biodiversidad en el desarrollo urbano y los desafíos de integrar criterios ambientales fundados en los IPT de la región.

## **8.2.- Alcances del Plan Regulador en el PCTN**

Los resultados de este estudio muestran que, entre 2000 y 2024, la fragmentación del bosque nativo en el PCTN se ha intensificado, aunque con diferencias según localización y grado de presión antrópica. Al contrastar estas tendencias con la planificación territorial vigente, destacan varios puntos críticos en relación con el Plan Regulador Metropolitano de Concepción (PRMC 2003) que fueron asociados a las unidades de paisaje del PCTN en donde se aprecia la ambivalencia de lo ecológico y lo silvoagropecuario que en definitiva se comportan como contrarios ya que uno forma parte de la matriz y otro forma

parte de un ambiente natural fragmentado y en proceso avanzado de desconexión entre remanentes.

### **8.2.1.- Desfase temporal y falta de actualización**

El PRMC vigente fue aprobado en 2003 y, a la fecha, no ha incorporado la creación del Parque Nacional Nonguén (2021) ni los avances normativos en biodiversidad (Ley 21.600, SBAP). Esto genera una brecha significativa: mientras el territorio experimenta transformaciones rápidas en uso de suelo, los instrumentos que deberían orientar su ordenamiento permanecen anclados en un diagnóstico de hace dos décadas lo que legalmente hasta ahora trae importantes limitaciones para establecer un PCTN activo en la conservación y reproducción del bosque nativo y las oportunidades que trae consigo para la biodiversidad local recalcando el alto endemismo que se da en el área de estudio en especial en el principal remanente que es el PNN.

### **8.2.2.- Escasa integración ecológica en la zonificación**

La zonificación definida por el PRMC prioriza la expansión urbana, equipamientos y actividades productivas, pero no reconoce explícitamente los fragmentos de bosque nativo fuera del parque ni su rol como conectores ecológicos. Esto ha permitido la expansión de parcelaciones, monocultivos y proyectos inmobiliarios junto con los CUS en áreas que, según este estudio, cumplen funciones de IE pero finalmente dan paso a otro tipo de actividades como infraestructura y desarrollo forestal.

### **8.2.3.- Inconsistencias entre escalas metropolitanas y comunales**

Si bien el PRMC establece directrices generales, los PRC de Concepción, Hualqui y Chiguayante han seguido lógicas de desarrollo urbano local sin mecanismos claros de coordinación. Esto provoca superposiciones, vacíos de protección y, en la práctica, una debilidad regulatoria frente a la presión inmobiliaria, especialmente en los bordes del PNN. Esta falta de comunicación debiera ser resuelta por los futuros planes que están en desarrollo para lo cual este estudio aportara al PCTN con la finalidad de visibilizar la importancia ecológica estructural que tienen los remanentes ya que aunque la matriz avance de manera sostenida existe aún el remanente más grande y esta protegido el PNN que puede generar una conexión futura para estos parches que han quedado aislados en grupos, en especial los que poseen un núcleo más robusto, ya que son una oportunidad objetiva de conservación, desarrollo científico, social y en definitiva para la biodiversidad local.

### **8.2.4.- Desafíos en la protección de áreas periurbanas**

El Parque Nacional Nonguén se encuentra en un entorno periurbano de alta densidad poblacional. La normativa del PRMC no ha previsto suficientemente los impactos acumulativos de las urbanizaciones formales e informales, loteos y parcelaciones en las áreas colindantes, lo que ha incrementado el efecto de borde y reducido las áreas de bosque núcleo (CORE), en especial acompañado por predios privados que desarrollan el monocultivo como actividad económica.

### 8.2.5.- Oportunidades de mejora

- **Actualización normativa:** Urge revisar el PRMC incorporando el PCTN como categoría de interés ecológico en la planificación regional y local.
- **Gestión integrada:** Se requiere coordinación entre los PRC comunales para asegurar continuidad ecológica y compatibilidad entre usos urbanos y de conservación en especial con miras a la conectividad del Cinturón Verde intercomunal del PCTN
- **Herramientas complementarias:** La creación de zonas de amortiguación, servidumbres ecológicas y corredores biológicos deben incorporarse a los instrumentos de ordenamiento, para conectar fragmentos de bosque fuera del PNN y con esto permeabilizar la matriz de manera que se dé un desarrollo regenerativo del mismo bosque su biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brinda a la sociedad.
- **Soporte técnico:** Plataformas como Google Earth Engine, usadas en esta memoria, ofrecen una base objetiva y replicable para actualizar los diagnósticos territoriales y sustentar decisiones de zonificación idealmente con base a imágenes de mejor resolución espacial.

En conclusión, el PRMC de 2003 no ha logrado anticipar ni contener las dinámicas de fragmentación y presión urbana que enfrenta la propuesta de PCTN. La falta de actualización y la débil articulación con los PRC comunales limitan su capacidad de proteger la conectividad ecológica en torno al PNN. Este estudio demuestra que, si no se integran criterios de biodiversidad y conservación en los instrumentos de planificación territorial, la expansión urbana, los CUS, el monocultivo y los desastres como incendios forestales continuarán absorbiendo uno de los relictos más importantes del bosque caducifolio de Concepción junto al bosque nativo que se desarrolla en una gradiente degenerativa con respecto al avance del tiempo. Por ello es importante recalcar que existen fragmentos reconectables de importantes superficies y que forman en definitiva parte de un ecosistema que ha resistido a su desaparición de manera resiliente.

## 9.- Referencias bibliográficas

- Ab'saber, A. N. (2003). Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê.
- Acosta-Jamett, G., Simonetti, JA. Uso del hábitat por *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus* en un paisaje forestal fragmentado en Chile central. *Biodiversidad y Conservación* 13 ,1135–1151(2004).
- Aguayo, Mauricio, Aníbal Pauchard, Gerardo Azócar, and Oscar Parra. 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): 361–74).
- Allende, J. (2000): Medio ambiente, ordenación del territorio y sostenibilidad. Universidad del País Vasco, Bilbao.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2006, Vol. 37, p. 317-342.
- Antipov, A. N., Kravchenko, V. V., Semenov, Yu. M., Drozdov, A. N. V., Gagarinova, O. V., Fedorov, V. N., Rogovskaya, N. V., Plyunin, V. M., Suvorov, E. G., editors. (2006)
- Arancibia, J., Araya, J., & Mardones, Z. (2020). Análisis vegetacional del bosque nativo en la región mediterránea de la zona central de Chile zona de estudio valle de Colliguay. *Investigaciones Geográficas*, (59), 105-119.
- Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E. 2021. El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. *Ecosistemas* 30(3): 2156.
- Arenas, F. (2017): "Ordenamiento territorial: racionalidad en el uso de los espacios subnacionales". En DESCENTRALIZACIÓN 2.0 Construyendo la gobernanza regional que Chile necesita: un desafío país, Universidad de la Frontera.
- Armesto, J.J., et al., From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* (2009).
- Armesto, Juan (Ed.), Kalin Arroyo, Mary (Ed.), VILLAGRÁN, Carolina (Ed.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile: Universitaria, 1996.
- Atecma, S.L. identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la región de Murcia. Documento de síntesis. 2007. 40 p.
- Azócar, G.; Aguayo, M.; Henríquez, C.; Vega, C. y Sanhueza, R. Patrones de crecimiento urbano en la Patagonia chilena: el caso de la ciudad de Coyhaique. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2010, N° 46, p. 85-104.

- Barlow, J., T. A. Gardner, I. S. Araujo, T. C. Ávila-Pires, A. B. Bonaldo, J. E. Costa, M. C. Esposito, et al. 2007. "Quantifying the Biodiversity Value of Tropical Primary, Secondary, and Plantation Forests." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (47): 18555–60.
- Bastian, O., Steinhardt, U. (2002). *Development and perspectives of landscape ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Bekker, H. (2006): «Update IENE and other new European actions», en Irwin, C.L., Garrett, P. y McDermott, K.P. (eds.) *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp. 19-20.
- Bennett, G. (Ed.) (1991): *Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy, Arnheim, The Netherlands.
- Bernabeu, M. y Martín, F. El periurbano recreado. Urbanizaciones cerradas como nuevos híbridos en el paisaje hídrico del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Quid* 16, 11 (2019), pp. 55-85.
- Beroutchachvili, N., Bertrand, G. (1978). *Le Geosystème ou Système Territorial Naturel*. *Revue Géographique des Pyrénées et du Ouest*, 49(2), 167-180.
- Bertrand, C., Bertrand, G. (2006). *Geografía del medio ambiente. el sistema GTP: Geosistema, Territorio y Paisaje*. Granada: Universidad de Granada.
- Bertrand, G. (1968) *Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique*. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-ouest*, 39(3), 249-272.
- Biblioteca del Congreso Nacional (BCN), Chile, Ley 21.600 SBAP.
- Bogaert, J., Ceulemans, R. y Salvador-Van Eysenrode, D. Algoritmo de árbol de decisión para la detección de procesos espaciales en la transformación del paisaje. *Environmental Management* 33, 62–73 (2004).
- Bowman, D. M., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C. A., Chávez, R. O., Muñoz, A. A., Salinas, F. & Johnston, F. H. (2019). Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, 48, 350-362.
- Brooker, R. W., Maestre, F. T., Callaway, R. M., Lortie, C. L., Cavieres, L. A., Kunstler, G., ... & Michalet, R. (2008). Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of ecology*, 18-34.
- Brown, G., Bennet, A., & Potts, J. (2010). *Habitat Fragmentation and Landscape Change*. N. S. Sodhi, & P. R. Ehrlich. *Conservation Biology for All*, 5 (35), 8-106.
- Bustos-Schindler, C., González, M., Le Quesne, C., & Solari, E. (2010). Historia preliminar de incendios y prácticas (multi) culturales en la cuenca media del río Cachapoal (34° S), Chile central. *Scielo*, 31(1), 17-27.

Calabuig, E. (2013). Corredores, conectividad y ecología del paisaje. Dossier Ciudades, 1, 29-42.

Camboim G, Marques E, Thum A, Barboza E. Geoprocessamento Aplicado Á Análise Ambiental: Vulnerabilidade Natural Á perda de solo no Morro do Osso, Porto Alegre/Rs. Geografia. 2005;39(3):465-81.

Carta Europea de ordenación del territorio, 1983.

Chen J, Saunders S., Crow, T., Naiman, R., Brosofske, K., Mroz, G., Brookshire, B., Franklin, J. (1999) Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. BioScience 49, 288–297

Cheryl-Lesley, B. et al. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process.

Concepción, E.D., Obrist, M.K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B., Nobis, M.P. 2016. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. Urban Ecosystems 19: 225–242.

Cordero E., Revista de Derecho de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso XXIX (Valparaíso, Chile, 2do semestre de 2007) [pp. 269 - 298]

Curtis, P., Slay, C., Harris, N., Tyukavina, A., & Hansen, M. (2018). Classifying drivers of global forest loss. Science, 361(6407), 1108-1111.

D. Muschong, R. Sarandón, M. Gaviño, V. Guerrero, Lacar Lake Demonstration Project for Ecohydrology: Improving land use policy at Lacar Lake Watershed based on an Ecohydrological approach (San Martín de los Andes – Neuquén – R. Argentina), Ecohydrology & Hydrobiology, Volume 9, Issue 1, 2009, Pages 125-134.

D'Almeida C, CJ Vörösmarty, JA Marengo, GC Hurtt, SL Dingman, BD Keim. 2006. A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. Journal of Hydrology 331: 125-136.

De Andrés, M. y Barragán, J. M. (2016): Desarrollo Urbano en el Litoral a Escala Mundial del Método de Estudio para su Cuantificación. Revista de Estudios Andaluces, 33(1), 64-83.

De León, Pinedo A, Martínez J. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en cuchillas de la Zarca, México. Investig Geograficas 2014.

De Lucio, J.V., Atauri, J.A., Sastre, P. y Martínez, C. (2003): «Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión», en García Mora, M.R. (coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Junta de Andalucía, pp. 29-54.

De Lucio, J.V., Martínez, C. y Sastre, P. (2002): «Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del río Guadiamar», en Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, pp. 312-323.

- De Matheus, L., Zunino, H., & Huilñir, V. (2018). El negocio de la conservación ambiental: cómo la naturaleza se ha convertido en una estrategia de acumulación capitalista en la zona andino-lacustre de Los Ríos, sur de Chile. *Scripta Nova: revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, 22(583), 1-25.
- Demek, J. (1978). The Landscape as a Geosystem. *Geoforum*, 9, 29-34.
- Despain, D. G. (2001). Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management*, 141(1-2), 59-68.
- Diamond J. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Díaz Pineda, F. y Schmitz, M.F. (2003): «Tramas espaciales del paisaje. Conceptos, aplicabilidad y temas urgentes para la planificación territorial». En García Mora, M.R. (coord.) *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Junta de Andalucía: 9-28.
- Didham, R. K. (2010) *Ecological consequences of habitat fragmentation*. eLS. John Wiley y Sons Ltd, Chichester
- Didham, R. K. (2010) *Ecological consequences of habitat fragmentation*. eLS. John Wiley y Sons Ltd, Chichester.
- Didham, R.K., Kapos, V., Ewers, R.M. 2012. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *121:161-170*.
- Dokuchaev, V. V. (1948). *La teoría sobre las zonas naturales*. Moscu: Geografiz. (En Ruso)
- Ducci, M. E. (2006). Desigualdad social y segregación urbana en América Latina: el papel de la planificación. *EURE (Santiago)*, 32(96), 89–110.
- Dudley, N. (Editor). (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. UICN: Suiza.
- Echeverría, Cristian, David Coomes, Javier Salas, José María Rey-Benayas, Antonio Lara, and Adrian Newton. 2006. "Rapid Deforestation and Fragmentation of Chilean Temperate Forests." *Biological Conservation* 130 (4): 481–94.
- Efectos del crecimiento urbano del Área Metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, los batos y lenga *Revista de Geografía Norte Grande*, 43: 81-93 (2009).
- Eschenhagen, María Luisa. "Las cumbres ambientales internacionales y la educación ambiental", en *Oasis* 2006-07, núm. 12, Centro de Investigaciones y Proyectos Especiales, CIPE, Facultad de Finanzas, Gobierno y Relaciones Internacionales. Universidad Externado de Colombia, pp. 39-76

EUROPARC. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Madrid: Ed. FUNGOBE, 2009. 85 P.

EUROPARC-España. (2005): «Principales resultados del foro reunión sobre custodia del territorio». Boletín electrónico de Europarc-España. Madrid.

European Commission. (2018). Morphological Spatial Pattern Analysis. Recuperado de <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos/mspa/>

Ewers, R.M. y Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.

Fahrig L. 1999. Forest loss and fragmentation: which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals? En: Rochelle J., Lehmann L., Wisniewski J. (eds.), *Forest Fragmentation: wildlife and management implications*, pp. 87-95. Brill, Lieden, Países Bajos.

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34 487-515.

Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *61:603-10*.

Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 48:1-23.

Fahrig, L. y Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50-59.

Fernández, C. (2020). Multiescalaridad y planificación urbana: desafíos para la articulación entre planes intercomunales y comunales en Chile. *Revista INVI*, 35(99), 115–137.

Fernández-Juricic, E. y Jokimäki, J. (2001): «A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe», en *Biodiversity and Conservation*, nº 10, pp. 2023–2043.

Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16:265-280.

Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., et al. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* 226:9-15.

Forcada Barona, “El futuro de la Gobernanza Medioambiental internacional”, en *Revista de Derecho Ambiental* Nº32, Octubre/Diciembre, Buenos Aires, 2012, p. 5

Forman, R. y M. Gordon.1981. Patches and structural components and for a landscape ecology. *Bio-Science* 31 (10): 733-740.

Forman, R.T. *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. New York: Cambridge University Press, 1995.

Frolova, M. (2001). Los orígenes de la Ciencia del Paisaje en la geografía rusa. *Scripta Nova*, 102(7), 1-13.

Fundación Chile. *Gobernanza desde las cuencas: institucionalidad para la seguridad hídrica en Chile. Escenarios Hídricos 2030*, Santiago, Chile, 2022.

G. Real Ferrer, "Sostenibilidad, transnacionalidad y transformaciones del Derecho", en *Revista de Derecho Ambiental* N°32, Octubre/Diciembre, Buenos Aires, 2012, p. 65.

García-Romero, A., Muñoz, J. (2002). *El paisaje en el ámbito de la geografía*. Ciudad de México: Instituto de Geografía.

Gastón, K. J. y P.H. Williams. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity, pp. 202-229. En: Gaston K.J. (ed.), *Biodiversity: A biology of numbers and difference*, Blackwell Science, Cambridge.

Gómez-González, S., & Cavieres, L. A. (2009). Litter burning does not equally affect seedling emergence of native and alien species of the Mediterranean type Chilean matorral. *International Journal of Wildland Fire*, 18(2), 213-221.

Gómez-González, S., Paula, S., Cavieres, L. A., & Pausas, J. G. (2017). Postfire responses of the woody flora of Central Chile: Insights from a germination experiment. *PLOS ONE*, 12(7), e0180661.

González Bernáldez, F. (1989): «La integración forzada de la ecología en los estudios urbanos y regionales». *Ciudad y Territorio* 81-82: 93-97.

González Gaudiano, Edgar. (1999). "Una nueva lectura a la historia de la educación ambiental en América Latina y el Caribe", en: *Tópicos en Educación Ambiental*, vol. 1, No. 1, México, Semarnap - UNAM.

González, M., Sapiains; R., Gómez-González; S., Garreaud; R., Miranda, A., Galleguillos, M., et al. (2020). *Incendios en Chile: causas, impactos y resiliencia*. Center for Climate and Resilience Research.

González-Bernáldez, F. (1981). *Ecología y Paisaje*. Madrid: Editorial H. Blume.

GORE BÍO BÍO 2024.

Gorelick, N; Hancher, N; Dixon, S; Ilyushchenko, D & R. Moore (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 202, 18–27.

Gurrutxaga, M. (2004). *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad – Nuevas perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial*. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

Gustafson, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1998, N° 1, p. 143-156.

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

- Hames, R. S., Rosenberg, K. V., Lowe, J. D., y Dhondt, A. A. (2001) Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology*, 70(2), 182-190.
- Hansen M, Potapov P, Moore R, Hancher M, Turubanova A, Tyukavina D, et al., High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* (80-). 2013;342(November):850-4
- Hanski, I. (1994) Patch–occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 9, 131–135.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Harrison, S. y Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22:225-232.
- Heilmayr, Robert. 2015. “Chile’s Forest Transition Foreshadowing Changes in Global Timber Markets and Governance.” Stanford University
- Hernández Vargas, D. (2025). Aplicación de Google Earth Engine al análisis de cambios ambientales en el territorio Colombiano. Universidad de Antioquia. P.17.
- Hidalgo, R., & Zunino, H. (2011). La urbanización de las áreas periféricas en Santiago y Valparaíso: El papel de las relaciones de poder en el dibujo de la geografía socioresidencial.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas). (2017) Segunda Entrega Resultados definitivos CENSO 2017.
- Isaacs, P & Ariza, A. (2015). Monitoreo a la restauración ecológica desde la escala del paisaje. En M. Aguilar y Ramírez. W. (Eds), Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Isachenko, A. G. (1973). *Principles of Landscape Science and Physical Geographic Regionalization*. Melbourne: University Press.
- IUCN Sudamerica, 2024
- Jackson, Robert B., Esteban G. Jobbágy, Roni Avissar, Somnath Baidya Roy, Damian J. Barrett, Charles W. Cook, Kathleen A. Farley, David C. le Maitre, Bruce A. McCarl, and Brian C. Murray. 2005. “Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration.” *Science* 310 (5756): 1944–47.
- Jongman, R.H.G. (1995): «Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks». *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- Jules E.S. y Shahani, P. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14: 459-464.

Kattan, G.H., y Murcia, C. 2002. A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation. En *How landscapes change: human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas* (eds. Bradshaw G.A. y Mooney H.A.) pp. 183-200. Springer-Verlag, New York, USA.

Kay, M. (1994). Biological control for invasive tree species. *New Zealand Forestry*, 39(3), 35-37.

Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science*, 69(4), 445-453.

Kiyotani, I. (2014). O conceito de paisagem no tempo. *Geosul*, 29(57), 27-42.

Klink, H. J. (1981). Geoecologia e regionalização natural (bases para pesquisa ambiental). *Biogeografia*, 17, 32 p.

Kulma, D. (2019). La sostenibilidad de la reconstrucción 2014-2019 tras el Gran incendio en Valparaíso: una mirada desde la habitabilidad, resiliencia y preparación en la gestión de desastres.

Kupfer, J.A., Malanson, G.P. y Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15:8-20.

La Blache, P. V. (1954). *Principios de geografía humana*. 2. ed. Lisboa: Cosmos.

Labrador M, Evora J, Arbelo M. *Satélites de teledetección para la gestión del territorio 2012*. 65p.

Laita, A.; Kotiaho, J.S. & Monkkonen, M. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, 2011, Vol. 26, p. 951- 967.

Le Galés, Patrick, *International Journal of Urban and Regional Research*, Volume 22, Issue 3, pp. 482- 506, September 1998.

Lechniv, J., Kulczyk, S., Malinowska, E., Szumacher I. (2008). *The problems of landscape ecology. Vol. XX Landscape classification. Theory and practice*. Warszawa: Assoc. for Landscape Ecology.

León, J. D., Sáenz, O. A., Ortiz, C. E., Cardona, D. M., Flórez, L. Z., Martínez, A, ... Cuervo, D. (2017). Estudio del valor histórico, cultural, paisajístico y evaluación de impactos del componente ambiental para la construcción del tramo 2b-Metroplús en escenarios con y sin proyecto, Municipio de Envigado, Antioquia. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Ciencias Agrarias.

Li, Hongmei, T. Mitchell Aide, Youxin Ma, Wenjun Liu, and Min Cao. 2006. "Demand for Rubber Is Causing the Loss of High Diversity Rain Forest in SW China." *Biodiversity and Conservation* 16 (6): 1731–45

Lindenmayer, D. B. et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11:78-91

- Lindenmayer, D.B. y Franklin, J.F. (2002): Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington.
- Lindenmayer, D.B. y J. Fischer. 2006. Landscape change and habitat fragmentation. Island Press, Washington, D.C, EEUU.
- Liu S, Dong Y, Deng L, Liu Q, Zhao H, Dong S. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. 2014 36:160-8.
- Liu, J. y Taylor, W. W. (2002). Integrating landscape ecology into natural resource management. Cambridge UK: Cambridge Univ. Press.
- Lord, J.M., y Norton, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. Conservation Biology 4:197-202.
- Los Servicios Ecosistémicos (UICN) en el 2005, Sue Mainka Jeff McNeely Bill Jackson / June 2005.
- Luebert, F. & Pliscoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Segunda Edición. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1967). The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton.
- MacDonald, M. A. (2003). The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: A literature review forestry Tasmania. Tasforests, 14, 41 -52.
- Mainville N, J Webb, M Lucotte, R Davidson, O Betancourt, E Cueva, D Mergler. 2006. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. Science of the Total Environment 368: 88-98.
- Mallea M. (2008): "Ordenamiento Territorial y la Dimensión Ambiental de los Instrumento de Planificación Territorial". Revista de Derecho N°20, Consejo de Defensa del Estado. Santiago de Chile (55-82).
- Manu S, W Peach, W Cresswell. 2007. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. Ibis 149: 287-297.
- Manzur, T. Construcción de argumentos y controversias sociotécnicas: Análisis de la conflictividad surgida en la discusión del Plan Provincial de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Mendoza. (Tesis Doctoral) Argentina: Universidad Nacional de San Martín, 2021.
- Marquet, P., Lara, A., Altamirano, A., Alaniz, A., Álvarez, C., & Castillo, M. (Eds) (2019). Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática. Informe de la mesa Biodiversidad Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.

- Martínez de Pisón, E. (1998). El concepto de paisaje como instrumento de conocimiento ambiental. En: E. Martínez de Pisón E, editor. Paisaje y medio ambiente (p. 45-56). Madrid: Fundación Duques de Soria, Universidad de Valladolid.
- Massiris A. (2005): "Fundamentos Conceptuales y Metodológicos del Ordenamiento Territorial". Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.
- Mateo Rodríguez, J. M. (2011). Paisajes naturales. Geografía de los paisajes, primera parte. La Habana: Editorial Universitaria.
- Mateo Rodríguez, J. M. (2013). Geografía de los Paisajes. segunda parte. Paisajes culturales. La Habana: Editorial Universitaria Félix Varela.
- Mateo Rodríguez, J. M., Silva, E. V. (2006). Para una interpretación epistemológica de la Geografía a partir de la Dialéctica. Mercator, 4 (9), 55-68.
- Mateo Rodríguez, J. M., Silva, E. V. (2019). Teoría dos geosistemas. O legado de V.B. Sochava. Volume I Fundamentos teórico metodológicos. Fortaleza: Edições UFC.
- McDonald, R.I., Kareiva, P., Forman, R.T.T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141: 1695-1703.
- McGarigal K. Fragstats help.dep Environ Conserv 2015, Aerospace Forecast:1-8.
- McGarigal K. y Cushman S.A. (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12: 335–345.
- McGarigal, K. y Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12:335–345.
- McWethy, D. B., Pauchard, A., García, R. A., Holz, A., González, M. E., Veblen, T. T., Stahl, J., & Currey, B. (2018). Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLOS ONE*, 13(8), e0201195.
- Milkov, F. N. (1973). El hombre y los paisajes. Rasgos de la ciencia del paisaje antropogénica. Moscú: Misl.
- Ministerio de Vivienda y Urbanismo (MINVU). (2003). Plan Regulador Metropolitano de Concepción. SEREMI MINVU Región del Biobío.
- Ministerio de Vivienda y Urbanismo (MINVU). (2014). Manual de instrumentos de planificación territorial en Chile. División de Desarrollo Urbano.
- Miranda, A., Lara, A. Altamirano, A., Di Bella, C., González, M., y Camarero, J. (2020, junio). Análisis: Pérdida del verdor en el bosque de la zona central de Chile.
- Miranda, Alejandro, Adison Altamirano, Luis Cayuela, Francoise Pincheira, and Antonio Lara. 2015. "Different Times, Same Story: Native Forest Loss and Landscape

Homogenization in Three Physiographical Areas of South-Central of Chile.” *Applied Geography* 60 (June): 20–28.

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M. y Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. En F. E. Zachos y J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3–23). Berlin, Heidelberg: Springer.

MMA 2025.

MMA. (2015). *Las áreas protegidas de Chile*. Ministerio Del Medio Ambiente, 68.

MMA. (2024) Homologación UICN Ley SBAP.

Moizo, P. (2014). La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. *Geoenfoco. Revista internacional de ciencia y tecnología de la información geográfica*, (4), 1–24

Moncada D. Análisis espacio-temporal del cambio en los bosques la alfarería en aguanueva, (Raquira, Boyacá). *Rev Colomb* 2010.

Montenegro, G., Ginocchio, R., Segura, A., Keely, J. E., & Gómez, M. (2004). Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(3).

Montes, C. et al. (1998): Reconocimiento biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Mora, A. y Arenas, J.M. (2004): «The river corridor of the Guadiamar», en Jongman, R.H.G. y Pungetti, G.P. (Eds.) *Ecological networks and greenways. Concepts, methods and implementation*. Cambridge University Press, pp. 270-289.

Moreira, R. (2019). A Torre e o palimpsesto: Tricart e Ab’saber olhados pelo olhar da totalidade homem-meio. *Ciência Geográfica*, 23(1), 7-16.

Moreno T. 2014. *Ecología del paisaje y cambio del uso del suelo y vegetación en la Sierra San Antonio Peña Nevada, Zaragoza, Nuevo León*. P 29.

Morera, C; Pintó, J & Romero, M. (2008). Procesos de Fragmentación Corredores Biológicos: una introducción. En: *Journal of Latin American Geography*, 2 (7), pp. 163-166.

Múgica, M., et al. (2002): Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Municipalidad de Concepción. (2018). *Informe de evaluación y diagnóstico PRC vigente*. Departamento de Planificación Urbana.

Muñoz, J. (1989). Paisaje y Geografía. *Arbor*, 518(519), 219-234.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Naciones Unidas. (1992). Convenio sobre la diversidad biológica. 32.
- Newton, I. (1995) The contribution of some recent research on birds to ecological understanding. *Journal of Animal Ecology*, 64, 675–696.
- Nikolaiev, V. A. (2006). Ciencia del paisaje. Seminarios y tareas prácticas. Facultad de Geografía de la Universidad Estatal de Moscú. (En ruso)
- Novo, María. (1995). La educación ambiental, bases éticas, conceptuales y metodológicas, Madrid, Editorial Universitas S.A.
- Obura, D. (2023). The kunming-Montreal global biodiversity framework: business as usual or a turning point? *One Earth*, 6(2), 77-80.
- ONU-Hábitat. (2012): Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe. Rumbo a una nueva transición urbana. Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. Nairobi, Kenia.
- ONU-Hábitat. (2022): World Cities Report 2022. Envisaging the Future of Cities. Nairobi, Kenya.
- Oñate, J.J., Suárez, F. y Cobo, J. (2002): «Conservación más allá de la Red Natura 2000: la ordenación del territorio». En Aráujo, J. (Ed.) *Ecología: perspectivas y políticas de futuro*. Junta de Andalucía y Fundación Alternativas, Sevilla: 97-116.
- Otero L, A Contreras, A Barrales. 1994. Efectos ambientales de diferentes tipos de cortas en bosque nativo. El caso de las cortas de protección en fajas. *Ciencia e Investigación Forestal* 8(1): 87-118.
- Oyarzún C, L Nahuelhual, D Núñez. 2004. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Revista Ambiente y Desarrollo* 20(3) - 21(1): 88-95.
- Oyarzun, C. E., and L. Peña. 1995. "Soil Erosion and Overland Flow in Forested Areas with Pine Plantations at Coastal Mountain Range, Central Chile." *Hydrological Processes* 9 (1): 111–18.
- Pascual, L., & Saura, S. (2008). Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional. *Revista Divulgación*, 94, 31-37.
- Passos, M. M. (2001). A conceituação da paisagem. *Revista Formação*, 7(1), 131-144.

Pauchard, A.; Aguayo, M.; Peña, E. & Urrutia, R. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 2006, N° 127, p. 272-281.

Pedras, L. R. V. (2000). A paisagem em Alexander Von Humboldt: o modo descritivo dos quadros da natureza. *Revista USP*, 46, 97-114.

Pérez, M., & González, R. (2022). Áreas protegidas en la interfaz urbano-rural: el caso del Parque Nacional Nonguén y los instrumentos de planificación vigentes. Tesis de pregrado, Universidad de Concepción.

Perillán F. ONG FIMA. Edición Especial | 16 de octubre 2023 Apuntes de política ambiental. Pp10-12.

Peterken, G. F. (2001). Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest ecology and management*, 141(1-2), 31-42.

Plan de Manejo antecedentes para el manejo sostenible de la Reserva Nacional Nonguén, Concepción Chile, año 2005.

Prakash, Sadguru y Verma, Ashok, Actividades antropogénicas y amenazas a la biodiversidad (3 de marzo de 2022). *Revista internacional de innovaciones biológicas, IJBI* 4(1): 94-103 (2022).

Prendergast J.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham y D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.

Prugh, L.R. Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on animal fragmented populations. *Proceeding of the National Academic of Science USA* 105:20770-20775.

Ramón-González, J. A. y Aguilar, A. G. (2021): Expansión urbana irregular, cambio de uso del suelo y deterioro ambiental en la periferia norte de la Zona Metropolitana Puebla Tlaxcala: el caso del Parque Nacional La Malinche. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 30(2), 441-458.

Reddy C, Sreelekshmi S, Jha C, Dadhwal V. National assessment of forest fragmentation in India: Landscape indices as measures of effects of fragmentation and forest cover change. 2013, 60:453-64.

Riabchikov, A. M. (1972). Estructura y dinámica de la Esfera geográfica, su desarrollo natural y la transformación por el hombre. Moscú: Editorial MIR.

Richard, J. F. (1985). *Le paysage: analyse et synthèse*. Paris: Lett. Et Sci. Hum.

Richardson, David M. 1998. "Forestry Trees as Invasive Aliens." *Conservation Biology* 12 (1): 18–26.

Rico, Y. (julio-agosto, 2017). La conectividad del paisaje y su importancia para la biodiversidad. En: *Saber más*. n° 34, pp. 28-30.

- Rojas, C. y Sepúlveda E. (2011) "Clasificación de los Humedales del Área Metropolitana de Concepción, según su estado de naturalidad". Universidad de Concepción, 1-10 pp.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M. et al. Atribución de los impactos físicos y biológicos al cambio climático antropogénico. *Nature* 453, 353–357 (2008).
- Rougerie, G., Beroutchachvili, N. (1991). *Géosystèmes et Paysages: bilan et méthodes*. Paris: A. Colin.
- Salido Pérez, G. A. 2013. Buenas prácticas para la definición de redes ecológicas en España. Situación actual, herramientas disponibles y propuestas de mejora. Universidad de Alicante y WWF España.
- Salinas Chávez, E., Ramón, A., Trombeta L. (2019). La cartografía de los paisajes y los sistemas de información geográfica: aspectos conceptuales y metodológicos. En: Seolin L, Salinas Chávez E, editors. *Cartografía biogeográfica e da paisagem* (p. 37-54). Volume 2. Tupã: ANAP
- Salinas Chávez, E., Remond, R. (2015). El enfoque integrador del paisaje en los estudios territoriales: experiencias prácticas. En: Garrocho C, Buzai G, editors. *Geografía aplicada en Iberoamérica: avances, retos y perspectivas* (p. 503-542). Zinacantepec: El Colegio Mexiquense.
- Salinas Chávez, L. Cavalcanti, A. Moreira. *Physis Terrae, Cartografía de los paisajes: teoría y aplicación* Vol. 1, nº 1, 2019, 7-29
- Salitchev, K. A. (2005). *Cartografía*. 2. ed. La Habana: Editorial Pueblo y Educación.
- Sancho, J., Del Campo, A. (2018). España en mapas. una síntesis geográfica. Compendio del Atlas Nacional de España del siglo XXI. Madrid: Instituto Geográfico Nacional de España, Centro Nacional de Información Geográfica.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Saura, S., & 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, 523-537, 2010. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x
- Saura, S., Pascual-Horta, L. 2007. *CONEFOR SENSINODE 2.2 USER'S MANUAL*. Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. 57 pp.
- Shishenko, P. C. (1988). *Geografía física aplicada*. Kiev: Editorial Visha Skola. (En ruso)
- Sierralta, L., Serrano, R., Rovira, J., & Cortés, C. (2011). Las áreas protegidas de Chile. Antecedentes, Institucionalidad, Estadísticas y Desafíos. Ministerio Del Medio Ambiente, 35.

Smith-Ramírez, Cecilia. 2004. "The Chilean Coastal Range: A Vanishing Center of Biodiversity and Endemism in South American Temperate Rainforests." *Biodiversity & Conservation* 13 (2): 373– 93.

Solntsev, N. G. (1962). Basic problems in Soviet landscape science. *Soviet Geography*, 3, 3 15.

Sorensen, M., Barzetti, V., Keipi, K., & Williams, J. R. (1998). Manejo de las áreas verdes urbanas. Inter-American Development Bank.

Steffan-Dewenter, I. y Tschardtke, T. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation* 104:275-284.

Stephens, S. Sky, and Michael R. Wagner. 2007. "Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective." *Journal of Forestry* 105 (6): 307–13

Strayer, D. L., Power, M. E., Fagan, W. F., Pickett, S. T., y Belnap, J. (2003) A classification of ecological boundaries. *BioScience*, 53(8), 723-729.

Suárez, F. y Oñate, J.J. (1999): «La necesidad de resucitar la ordenación territorial como amalgama de las políticas sectoriales con incidencia sobre el territorio y la conservación». En Libro-homenaje a Don Angel Ramos Fernández. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales-Academia de Ingeniería-ETSIM, Madrid: 545-558 pp.

Sun G, SG McNulty, J Lu, DM Amatya, Y Liang, RK Kolka. 2005. Regional annual water yield from forest lands and its response to potential deforestation across the southeastern United States. *Journal of Hydrology* 308: 258-268.

Targulian, V. O., Krasilnikov, P. V. (2007). Soil system and pedogenic processes: Self organization, time scales, and environmental significance. *Catena*, 71, 373-381.

Taylor, P.D.; Fahrig, L. & With, K. Landscape connectivity: A return to basics. In: Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (editors). *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, p. 29-43.

Taylor, P; Fahrig, L; Henein, K & Merriam, G. (diciembre, 1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 3 (68), pp. 571-573.

Timashev, I. E. (2008). El componente geocológico principal del paisaje terrestre. En: Alekseev BA, editor. *El mundo de la geología* (p.11-20). Moscú: GEOS.

Tres, D., & Reis, A. (12 al 22 de abril de 2007). La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. II Simposio Internacional sobre Restauración Ecológica, Cuba.

Trischler, Helmut. (2017). El Antropoceno, ¿un concepto geológico o cultural, o ambos? *Desacatos*, (54), 40-57.

Trocme, M. (2006): «The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview», en Irwin, C.L., Garrett, P. y McDermott, K.P.

(eds.) Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp. 144-149.

Troll, C. (1939). Luftbildplan und ökologische Bodenforshung. Zeitschr. D. Gesellschaft. F. Berlin: Erdkunde zu Berlin.

Troll, C. (1996). Landscape ecology, Amsterdam: First ITC/UNESCO Seminar on Integrated Survey Delft, Especial Publication.

Turner M, Donato D, Romme W. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. *Landsc Ecol.* 2013;25(6):1081-97.

Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833-2849.

Turner, M.G. (1990) Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1): 21–30.

Turner, M.G.; Gardner, R.H. Y O’neill, R.V. (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag New York, Inc. United States of America, 401.

UN 2023 United Nations Environment Programme, & Norwegian Blue Forests Network (2023). *Into the Blue: Securing a Sustainable Future for Kelp Forests*.

Valencia G, Anata J. The corine land cover method. 2009;90(15):39-52.

Vergara, F. (2020). Rigidez normativa y expansión urbana en los bordes metropolitanos de Concepción. *Revista Urbano*, 23(42), 44–59.

Vertessy RA, FGR Watson, SK O’Sullivan. 2001. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. *Forest Ecology and Management* 143(1-3): 13-26.

Vitte, A. C. (2007). O Desenvolvimento do conceito de paisagem e a sua inserção na geografia física. *Mercator*, 6(11), 23-38.

Vitte, A. C., Springer, K. S. (2011). A ciência humboldtiana: relações entre a sensibilidade e a mensuração na gênese da geografia física. *Revista do Departamento de Geografia*, 21, 167-177.

Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: Soulé, M.E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 237-256. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Estados Unidos.

With, K.; R. H. Gardner & M. G Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78(1): 151-169.

WRI, UICN, & PNUMA. (1992). *Estrategia global para la biodiversidad, guía para quienes toman decisiones*. 41.

WWF. 2015. Conectividad ecológica: importancia, situación en España y criterios para identificar redes ecológicas. 1-11.

Xu, Jianchu. 2011. "China's New Forests Aren't as Green as They Seem." *Nature* 477 (7365): 371–371.

Zemelman, Hugo. (2000 [1996]). *Problemas antropológicos y utópicos del conocimiento*, México, Ed. Jornadas 126 COLMEX.

Zonneveld, I. S. (1995). *Land Ecology*. Amsterdam: SPB Academic Publi.